



# El paisaje fluvial en la gestión del recurso hídrico (Chile): Caso de estudio río Limari

María Ximena Molina Paredes

**ADVERTIMENT.** La consulta d'aquesta tesi queda condicionada a l'acceptació de les següents condicions d'ús: La difusió d'aquesta tesi per mitjà del servei TDX ([www.tdx.cat](http://www.tdx.cat)) ha estat autoritzada pels titulars dels drets de propietat intel·lectual únicament per a usos privats emmarcats en activitats d'investigació i docència. No s'autoritza la seva reproducció amb finalitats de lucre ni la seva difusió i posada a disposició des d'un lloc aliè al servei TDX. No s'autoritza la presentació del seu contingut en una finestra o marc aliè a TDX (framing). Aquesta reserva de drets afecta tant al resum de presentació de la tesi com als seus continguts. En la utilització o cita de parts de la tesi és obligat indicar el nom de la persona autora.

**ADVERTENCIA.** La consulta de esta tesis queda condicionada a la aceptación de las siguientes condiciones de uso: La difusión de esta tesis por medio del servicio TDR ([www.tdx.cat](http://www.tdx.cat)) ha sido autorizada por los titulares de los derechos de propiedad intelectual únicamente para usos privados enmarcados en actividades de investigación y docencia. No se autoriza su reproducción con finalidades de lucro ni su difusión y puesta a disposición desde un sitio ajeno al servicio TDR. No se autoriza la presentación de su contenido en una ventana o marco ajeno a TDR (framing). Esta reserva de derechos afecta tanto al resumen de presentación de la tesis como a sus contenidos. En la utilización o cita de partes de la tesis es obligado indicar el nombre de la persona autora.

**WARNING.** On having consulted this thesis you're accepting the following use conditions: Spreading this thesis by the TDX ([www.tdx.cat](http://www.tdx.cat)) service has been authorized by the titular of the intellectual property rights only for private uses placed in investigation and teaching activities. Reproduction with lucrative aims is not authorized neither its spreading and availability from a site foreign to the TDX service. Introducing its content in a window or frame foreign to the TDX service is not authorized (framing). This rights affect to the presentation summary of the thesis as well as to its contents. In the using or citation of parts of the thesis it's obliged to indicate the name of the author.

**TESIS DOCTORAL**

**EL PAISAJE FLUVIAL EN LA GESTIÓN DEL  
RECURSO HÍDRICO (CHILE):  
CASO DE ESTUDIO RÍO LIMARÍ.  
MARÍA XIMENA MOLINA PAREDES**

**UNIVERSITAT DE BARCELONA  
2012**



**UNIVERSITAT DE BARCELONA  
FACULTAT DE GEOGRAFIA I HISTÒRIA  
PROGRAMA DE DOCTORAT  
“GEOGRAFIA, PLANIFICACIÓ TERRITORIAL I GESTIÓ AMBIENTAL”  
CURS ACADÈMIC 2010-2012**

**EL PAISAJE FLUVIAL EN LA GESTIÓN DEL  
RECURSO HÍDRICO (CHILE):  
CASO DE ESTUDIO RÍO LIMARÍ.**

**MARÍA XIMENA MOLINA PAREDES**

**DIRECTOR  
DR. PATRICIO RUBIO ROMERO**

**BARCELONA, 2012**



## **AGRADECIMIENTOS**

*Cobro vida un día el caminar por el sendero de un posgrado, ya había cursado uno, pero por situación laboral había cambiado de rumbo y siendo amiga de la excelencia, disfrutando de entregar lo mejor, opté por ingresar a este camino. Habiendo sembrado la idea, empezó a cobrar fuerza, y cuando encontré la oportunidad, sin pensar me dejé fluir en sus aguas deslizándome en su cauce.*

*Fue un navegar con aguas calmas y tormentas, tuve que conquistar la paciencia, cultivar la determinación, y confiar en que el esfuerzo iba a alcanzar para el recorrido comprometido. Días nublados o soleados eran parte del paisaje, aguas frías o cálidas eran parte de la naturaleza, y mis remos me permitían avanzar, sin dejar de innovar y recibir la ayuda centelleante y constante de mis seres queridos, que me guían con música de amor.*

*Ya esta etapa concluye y agradezco a la ciencia por impulsar a este propósito, a mis grandes amigos por siempre cooperar con el entusiasmo para ejecutar esta gran tarea, a Marcela por cuidar de mi hogar, brindándome tranquilidad para cumplir mis metas y continuar navegando, a la profesora Irma por su gran apoyo fortaleciendo esta gran decisión y no dudar en cumplir esta meta, al Dr. Rubio por su gran temple para hacer cumplir esta tarea, a mi familia por su aliento, a mis hijos por su incondicionalidad por siempre tenderme la mano y darle levedad a mi espíritu, a mi gran compañero de vida por hacerme sentir la profundidad de las aguas cristalinas y respirar la libertad necesaria para el logro de esta etapa.*



## ÍNDICE

ÍNDICE DE FIGURAS	VII
ÍNDICE DE TABLAS	X
RESUMEN	XV
ABSTRACT	XVI
INTRODUCCIÓN	1
BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA	11
CAPÍTULO I	
SISTEMA HIDROLÓGICO	15
1.1 HIDROGRAFÍA DE CHILE	18
1.1.1 ESCURRIMIENTOS	19
1.1.2 ZONAS HIDROLÓGICAS DE CHILE	22
1.1.3 CATEGORÍAS DEL RÍO	25
1.2 CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS	28
1.3 ESTADO Y DESAFÍO DEL RECURSO HÍDRICO EN CHILE	31
1.3.1.1 LA DEMANDA	31
1.3.1.2 CAUDALES	35
1.3. PROTECCIÓN Y CONSERVACIÓN DEL RECURSO	37
1.3.2. LA VARIABILIDAD CLIMÁTICA	39
1.3.3 TEMÁTICA AMBIENTAL	41
1.4 SITUACIÓN JURIDICO-INSTITUCIONAL	43
1.4.3 GESTIÓN Y PLANIFICACIÓN DEL RECURSO	46
1.4.4 PRINCIPIOS DE GESTIÓN INTEGRADA DE CUENCAS	48
1.4.5 ELEMENTOS PARA LA GESTIÓN INTEGRADA DE CUENCAS	50
1.5 BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA	54
CAPITULO II	
EVALUACIÓN DEL RECURSO HIDRICO EN CHILE	57
2.1 CANTIDAD DE AGUA	60
2.1.1 MÉTODOS DE ESTIMACIÓN DE CAUDAL ECOLÓGICO	62
2.1.2 CAUDAL AMBIENTAL	67
2.1.3 MÉTODOS DE ESTIMACIÓN DE CAUDAL ECOLÓGICO	73
2.1.4 CAUDAL ECOLÓGICO EN CHILE	75
2.2 CALIDAD DE AGUA SUPERFICIAL	76
2.2.1 BIOINDICADORES	82



2.2.2	ÍNDICES BIOLÓGICOS	88
2.2.3	APLICACIÓN DE BIOINDICACIÓN	98
2.2.4	EVALUACIÓN DE MÉTODOS DE BIOINDICACIÓN	100
2.3	BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA	102
CAPITULO III		
	ECOSISTEMAS FLUVIALES	108
3.1	ECOLOGÍA DEL PAISAJE	110
3.2	PAISAJE FLUVIAL	117
3.3	CONEXIÓN PAISAJE FLUVIAL Y ECOSISTEMA	127
3.4	APROXIMACIÓN ECOSISTÉMICA DE RÍOS	129
3.5	MODELOS FUNCIONALES DE RÍOS	133
3.6	BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA	141
CAPITULO IV		
	PAISAJE COMO HERRAMIENTA DE GESTIÓN	146
4.1	GESTIÓN INTEGRADA DEL AGUA	149
4.2	INSTRUMENTOS DE GESTIÓN Y RECURSO HÍDRICO	150
4.3	LA CUENCA, UNIDAD BÁSICA TERRITORIAL	154
4.4	ECOLOGÍA DE PAISAJE Y PLANIFICACIÓN DEL RECURSO	159
4.5	PARADIGMAS DE PLANIFICACIÓN	162
4.6	MANEJO ADAPTATIVO	167
4.7	ENFOQUE ECOSISTÉMICO EN LA GESTIÓN DEL RECURSO	170
4.8	APLICACIÓN DEL ENFOQUE ECOSISTÉMICO	172
4.9	MATRIZ DE PAISAJE PARA GESTIÓN	174
4.10	BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA	176
CAPITULO V		
	OBJETIVOS E HIPOTESIS	184
5.1	PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	186
5.2	OBJETIVOS	193
5.2.1	GENERAL	193
5.2.2	ESPECÍFICO	193
5.3	PLANTEAMIENTO DE LA HIPÓTESIS	194
5.4	PROPUESTA DEL MODELO	196
5.5	HIPÓTESIS	197
5.6	BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA.	199

CAPITULO VI	
PROPUESTA METODOLÓGICA	201
6. METODOLOGÍA PARA EVALUACIÓN INTEGRAL	204
6.1 ELABORACIÓN DEL MODELO CONCEPTUAL	204
6.2 FLUJO METODOLÓGICO	204
6.3 CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL DE LA CUENCA	206
6.4 COMPONENTES DE MONITOREO INTEGRAL	207
6.4.1 ELABORACIÓN DE MAPAS TEMÁTICOS	207
6.4.2 ESTACIONES DE MUESTREO	211
6.4.2.1 SISTEMAS DE CLASIFICACIÓN PARA TIPOLOGÍA DE RÍOS	212
6.4.3 COMPONENTE HIDROMORFOLÓGICO	219
6.4.3.1 ÍNDICES HIDROMORFOLÓGICOS	221
6.4.3.2 MÉTRICA HIDROMORFOLÓGICA	224
6.5 COMPONENTE FÍSICO Y QUÍMICO	226
6.5.1 INDICADORES FÍSICOS Y QUÍMICOS	226
6.5.2 DIAGNÓSTICO HISTÓRICO DE LAS ÁREAS DE VIGILANCIA	228
6.5.2.1 CÁLCULO DEL ÍNDICE DE CALIDAD DE AGUA.	228
6.5.2.2 DIAGNÓSTICO PUNTUAL DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO.	230
6.6 COMPONENTE BIOLÓGICO	232
6.6.1 RECOLECCIÓN DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS	233
6.6.2 PUNTAJE DE TOLERANCIA PARA ÍNDICES BIÓTICOS	234
6.6.3 INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS.	235
6.6.4 MAPA DE CALIDAD DE AGUA	236
6.6.5 VALIDACIÓN DE METODOLOGÍA PROPUESTA	236
6.7 PROTOCOLO DE MUESTREO	237
6.7.1 SEMINARIO DE VALIDACIÓN METODOLÓGICA	238
6.8 BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA	240
CAPITULO VII	
RESULTADOS	245
7.1 PROBLEMAS METODOLÓGICOS	246
7.1.1 SISTEMA AMBIENTAL	246
7.1.2 ESCALA DE APLICACIÓN	247
7.1.3 INFORMACIÓN	248
7.2 CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL DE LA CUENCA	249
7.2.1 ÁREAS DE ESTUDIO	249

7.2.2	CLIMA	254
7.2.3	GEOMORFOLOGÍA	255
7.2.4	SUELO	256
7.2.5	ACTIVIDADES ECONÓMICAS Y USO DE LOS RECURSOS DE LA CUENCA	256
7.3	ÁREAS DE VIGILANCIA PARA LA CUENCA DEL LIMARÍ SEGÚN ANTEPROYECTO NSCA	260
7.3.1	CARACTERIZACIÓN DE LAS ÁREAS DE VIGILANCIA	260
7.3.2	ANTECEDENTES ANTRÓPICOS POR ÁREA DE VIGILANCIA	265
7.3.3	MAPAS TEMÁTICOS DE ÁREAS DE VIGILANCIA	267
7.4	ANTECEDENTES FÍSICOS Y QUÍMICOS DE LA CALIDAD DEL AGUA POR ÁREA DE VIGILANCIA	270
7.4.1	CALIDAD DEL AGUA SUPERFICIAL SEGÚN BASE DE DATOS DGA	270
7.4.2	CALIDAD DE AGUA SUPERFICIAL SEGÚN OTROS ESTUDIOS	273
7.4.3	DIAGNÓSTICO FÍSICO Y QUÍMICO, CUENCA SEGÚN ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA (ICA)	281
7.4.4	ACTIVIDAD INDUSTRIAL ASOCIADA AL USO DEL AGUA POR CAUCE SUPERFICIAL	286
7.4.4.1	MATRIZ DE PARÁMETROS FÍSICOS, QUÍMICOS Y USOS	287
7.4.5	PARÁMETROS FÍSICOS Y QUÍMICOS REPRESENTATIVOS POR ACTIVIDAD ANTRÓPICA	288
7.4.6	COMPARACIÓN PARÁMETROS QUE INDICA NSCA Y VALORES PROMEDIO DE LA DGA	289
7.5	APLICACIÓN DE LA BIOINDICACIÓN	295
7.5.1	ÁREAS DE VIGILANCIA PROSPECTADAS	295
7.5.2	CARACTERÍSTICAS DE CUENCA PARA DETERMINAR TIPOLOGÍA DEL RÍO A NIVEL LOCAL	299
7.5.3	COMPONENTE HIDROMORFOLÓGICO	301
7.5.3.1	DIVERSIDAD DE SUSTRATO	301
7.5.3.2	DESCRIPCIÓN GENERAL DE ESTACIONES DE MUESTREO	303
7.5.3.3	ÍNDICE DE CLASIFICACION DE LA ZONA DE RIBERA (QBR)	309
7.5.3.4	ÍNDICE DE HÁBITAT FLUVIAL (IHF)	310
7.5.4	COMPONENTE FÍSICO Y QUÍMICO	313
7.5.4.1	DESCRIPCIÓN POR CAMPAÑA Y ESTACIÓN DE MUESTREO	313
7.5.5	COMPONENTE BIOLÓGICO	333
7.5.5.1	ABUNDANCIA RELATIVA, CUENCA DEL RÍO LIMARÍ	333

7.5.5.2 DENSIDAD, CUENCA DEL RÍO LIMARÍ	338
7.5.5.3 RIQUEZA, CUENCA DEL RÍO LIMARÍ	344
7.5.5.4 ÍNDICE DE DIVERSIDAD DE SHANNON & WIEVER, CUENCA DEL RÍO LIMARÍ	346
7.5.6 RELACIÓN ENTRE COMPONENTES	347
7.5.6.1 VARIABLES AMBIENTALES E ÍNDICES HIDROMORFOLÓGICOS	347
7.5.6.2 VARIABLES AMBIENTALES Y FAMILIAS DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS	349
7.5.7 ESTACIONES DE REFERENCIA	352
7.5.8 COMPONENTE HIDROMORFOLÓGICO	304
7.5.8.1 DIVERSIDAD DE SUSTRATO	304
7.5.8.2 DESCRIPCIÓN GENERAL DE ESTACIONES DE MUESTREO	306
7.5.8.3 ÍNDICE DE CLASIFICACION DE LA ZONA DE RIBERA (QBR)	310
7.5.8.4 ÍNDICE DE HÁBITAT FLUVIAL (IHF)	313
7.5.9 COMPONENTE FÍSICO Y QUÍMICO	315
7.5.9.1 DESCRIPCIÓN POR CAMPAÑA Y ESTACIÓN DE MUESTREO	315
7.5.10 COMPONENTE BIOLÓGICO	335
7.5.10.1	AB
CAPITULO VIII	
APLICACIONES PRÁCTICAS	392
8.1 OBJETIVOS DEL PLAN DE VIGILANCIA AMBIENTAL	393
8.2 ALCANCES DEL PROGRAMA DE VIGILANCIA (PVA)	393
8.3 MODELO DE PROGRAMA DE VIGILANCIA AMBIENTAL	394
8.3.1 RED OFICIAL	394
8.3.2 RED DE OBSERVACIÓN	394
8.3.3 MODELO DE GESTIÓN	395
8.3.4 DESARROLLO DEL PROGRAMA DE VIGILANCIA	397
8.4 APLICACIÓN A LA CUENCA DEL RÍO LIMARÍ	405
8.4.1 CUENCA DEL RÍO LIMARI	405
8.4.2 OBJETIVOS DEL PLAN DE VIGILANCIA	407
8.4.3 ÁMBITO DEL PROGRAMA DE VIGILANCIA	407
8.4.4 RED OFICIAL.	409
8.4.5 RED DE OBSERVACIÓN	411
8.4.6 FRECUENCIA DE MONITOREO	414
8.4.7 DESCRIPCIÓN DE ESTACIONES DE MUESTREO POR ÁREA DE VIGILANCIA AMBIENTAL	414

8.5 BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA	429
CAPITULO IX	
TESIS FINAL	431
9.1 CUMPLIMIENTO DE OBJETIVOS	432
9.1.1 OBJETIVO GENERAL	432
9.1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	432
9.2 COMPROBACIÓN DE HIPOTESIS	439
9.3 BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA	442
CAPITULO X	
DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES	447
10.1 DISCUSIÓN ESPECÍFICA	452
10.2 PERSPECTIVA DEL ESPECTRO	461
10.3 CONCLUSIONES CIENTÍFICAS	467
10.3.1 CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL DE LA CUENCA DEL RÍO LIMARI...	467
10.3.2 VARIABILIDAD ESPACIAL Y TEMPORAL DE LA CUENCA DEL RÍO LIMARÍ	471
10.3.3 BIOINDICACIÓN	473
10.3.3.1 COMPONENTE HIDROMORFOLÓGICO	473
10.3.3.2 COMPONENTE FÍSICO Y QUÍMICO	475
10.3.4 CONCLUSIONES TECNOLÓGICAS (PRÁCTICAS)	480
10.4 CONCLUSIONES PROFESIONALES PARA LA ESTIÓN AMBIENTAL	485
10.5 CONCLUSIONES ÉTICAS	488
10.6 BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA	491
CAPITULO XI	
ANEXO	
PROTOCOLO DE MUESTREO DE MACROINVERTEBRADOS	495

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema general de la investigación	10
Figura 2. Zonas Hidrológicas de Chile	24

Figura 3.a Perfil longitudinal de un sistema fluvial	25
Figura 3.b Morfología fluvial	25
Figura 4. Sistema de ordenación de los sistemas fluviales	26
Figura 5. Velocidad y tamaño de partículas	27
Figura 6. Espiral de nutrientes	30
Figura. 7. Uso consuntivo recurso hídrico en Chile, nivel regional	32
Figura 8. Demanda de uso consuntivo en Chile	32
Figura 9. Balance hídrico en Chile	33
Figura 10. Demanda de agua a nivel regional en Chile	34
Figura 11. Disponibilidad de agua a nivel regional en Chile	34
Figura 12. Institucionalidad hídrica en Chile	44
Figura 13. Influencia hídrica sobre patrones y procesos ecológicos.	61
Figura 14. Serie temporal de caudal fluvial y puntaje LIFE	71
Figura 15. Enfoque de “integridad biológica”(IB)	80
Figura 16. Niveles de organización y uso de indicadores biológicos	83
Figura 17. Jerarquías ecológicas y disciplinas científicas	114
Figura 18. Ecología de paisaje, transdisciplina y desarrollo sostenible	116
Figura 19. Percepciones de los ríos como paisaje	120
Figura 20. Ecotonos y vías de intercambio	122
Figura 21. Concepto de filtro de especies	126
Figura 22. Clasificación jerárquica de hábitats de ríos.	127
Figura 23. Integración de ecología de paisaje y sistemas ecológicos	128
Figura.24. Modelo funcional de interacción entre ecosistemas	131
Figura 25. Grupos funcionales a lo largo del continuo fluvial	134
Figura 26. Marco teórico, modelo de discontinuidad serial (SDC)	139
Figura 27. Componentes de una cuenca hidrográfica	155
Figura 28. Fases de manejo adaptativo	168
Figura 29. Componentes de escala espacial en un estudio ecológico	191
Figura 30. Esquema espacial jerárquico	193
Figura 31. Presiones antrópicas sobre componentes del sistema fluvial	196
Figura 32. Modelo de integridad ecológica	198
Figura 33. Diagrama metodológico para aplicar bioindicadores	205
Figura 34. Sitios de referencia	216
Figura 35. Caracterización hidromorfológica	221
Figura 36. Determinación de Caudal	224
Figura 37. Flujo metodológico de diagnóstico físico y químico	228

Figura 38. Medición de variables <i>in situ</i> .	232
Figura 39. Etapas para el modelo conceptual consensuado	237
Figura 40. Cuenca Limarí	250
Figura 41. Caudal (m <sup>3</sup> /s) año 2010-2011 de estación río Grande en las Ramadas	252
Figura 42. Representación de la Red de embalses “Sistema Paloma”	256
Figura 43. Área de vigilancia, Cuenca Limarí según NSCA	260
Figura 44. Mapa uso de suelo de la cuenca de Limarí	264
Figura 45. Mapa de uso asociado	265
Figura 46. Distribución de estaciones de calidad de agua DGA vigente	268
Figura 47. Análisis de componentes principales (ACP), de las estaciones de Limarí en función de los parámetros físicos químicos.	283
Figura 48. Tramos y localización de estaciones de muestreo, cuenca Limarí	297
Figura 49. Análisis de componentes principales (ACP), de subcuencas del Limarí	299
Figura 50. Registros fotográficos de estaciones de muestreo en río Hurtado	304
Figura 51. Registros fotográficos de estaciones de muestreo en río Grande	305
Figura 52. Registros fotográficos de estaciones de muestreo en río Huatulame	310
Figura 53. Registros fotográficos de estaciones de muestreo en río Limarí	307
Figura 54. Índice de Clasificación de la Zona de Ribera de las estaciones de muestreo.	309
Figura 55. Índice de Habitat Fluvial por estación de muestreo de la cuenca del río Limarí.	311
Figura 56. pH de agua superficial, primavera y verano.	317
Figura 57. Demanda Química de Oxígeno (DQO) en agua superficial, primavera y verano	313
Figura 58. Oxígeno Disuelto en agua superficial, primavera y verano	314
Figura 59. Conductividad Eléctrica en agua superficial, primavera y verano	315
Figura 60. Alcalinidad en aguas superficial, primavera y verano	316
Figura 61. Materia Orgánica Particulada (MOP) en agua superficial, primavera y verano.	317
Figura 62. Sólidos suspendidos totales en agua superficial, primavera y verano	318
Figura 63. Fósforo Total en agua superficial, primavera y verano.	319
Figura 64. Nitrógeno Total en agua superficial, primavera y verano.	320
Figura 65. Cloruro Total en agua superficial, Cuenca del Río Limarí, primavera y verano	321
Figura 66. Sulfato en agua superficial, primavera y verano.	322

Figura 67. Diagramas Hidroquímicos de subcuenca río Hurtado	323
Figura 68. Diagramas Hidroquímicos de subcuenca río Grande	325
Figura 69. Diagramas Hidroquímicos de subcuenca río Huatulame.	328
Figura 70. Diagramas Hidroquímicos de subcuenca río Limarí.	330
Figura 71. Fotografías de familias más representativas de la cuenca del Limarí.	332
Figura 72. Abundancia Relativa (%), de familias de macroinvertebrados bentónicos.	336
Figura 73. Densidad de macroinvertebrados bentónicos (Ind./m <sup>2</sup> ) en la cuenca del río Limarí.	338
Figura 74. Dendrograma de Disimilitud de las estaciones de muestreo sobre y bajo embalse en la cuenca del río Limarí.	342
Figura 75. Riqueza de macroinvertebrados bentónicos (Ind./m <sup>2</sup> ) en la cuenca del río Limarí.	344
Figura 76. Diversidad de macroinvertebrados bentónicos (Ind./m <sup>2</sup> ) en la Cuenca Hidrográfica del río Limarí.	346
Figura 77. Clasificación Ascendente Jerárquica (CAJ) para selección estaciones de referencia.	354
Figura 78. Correlación entre SCR y QBR. Cuenca del río Limarí	355
Figura 79. Ch SIGNAL para Subcuenca río Hurtado	361
Figura 80. Ch SIGNAL para Subcuenca río Grande	362
Figura 81. Ch SIGNAL para Subcuenca río Huatulame	363
Figura 82. Ch SIGNAL para Subcuenca río Limarí	364
Figura 83 A. Mapa de Calidad de agua para primavera, según Ch SIGNAL (ACP) para la cuenca del río Limarí	366
Figura 83 B. Mapa de Calidad de agua para verano, según Ch SIGNAL (ACP) para la cuenca del río Limarí.	367
Figura 84. Mapa de Riesgo Ambiental, para la cuenca del río Limarí	370
Figura 85. Estructura del Programa de Vigilancia Ambiental para la NSCA	377
Figura 86. Modelo de Gestión “Ciclo de mejoramiento continuo”	379
Figura 87. Componentes del monitoreo biológico	386
Figura 88. Cuenca del río Limarí.	388
Figura 89. Áreas de Vigilancia Ambiental en el río Limarí.	390
Figura 90. Modelo de Integridad ecológica aplicado a la cuenca hidrográfica del Río Limarí	449
Figura 91. Modelo de gestión hídrica	455



## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Uso del recurso actual y futuro, (m <sup>3</sup> /s).	32
Tabla 2. Caudales en sistemas hídricos, (m <sup>3</sup> /s).	35
Tabla 3. Índices de utilización del recurso hídrico.	38
Tabla 4. Clases de Gestión Ecológica.	69
Tabla 5. Comparación de métodos para determinar caudal.	74
Tabla 6. Ventajas y desventajas de métodos para estimar caudales.	75
Tabla 7. Aplicación de métodos de caudal ecológico en el SEIA.	76
Tabla 8. Ventajas y desventajas de métodos químicos y biológicos.	81
Tabla 9. Indicadores de calidad del agua: ventajas y desventajas	85
Tabla 10. Resumen de clases de calidad ambiental aplicando índices bióticos	95
Tabla 11. Aplicación de los principales métodos de bioindicación para la evaluación de las aguas fluviales en los países de la Unión Europea en base a los macroinvertebrados.	98
Tabla 12. Índices bajo enfoque biótico aplicados a nivel nacional.	100
Tabla 13. Resumen comparativo de aproximaciones al estudio de la calidad biológica mediante macroinvertebrados.	101
Tabla 14. Descripción de la matriz de paisaje aplicada a la gestión del recurso hídrico.	175
Tabla 15. Características generales de estudios ecológicos a distintas escalas	192
Tabla 16. Aplicaciones de la teoría de paisaje.	193
Tabla 17. Mapas temáticos elaborados	207
Tabla 18. Descripción de categorías para valor de naturalidad	210
Tabla 19. Descripción de categorías de riesgo	211
Tabla 20. Tipos de estaciones de muestreo	211
Tabla 21. Criterios para establecer estación de condición de referencia en la cuenca del Río Limarí	215
Tabla 22. Métrica del Índice de hábitat fluvial, IHF	222
Tabla 23. Niveles y rangos de calidad de IHF	223
Tabla 24. Niveles y rangos de calidad de QBR	223
Tabla 25. Clasificación del sustrato según tamaño de partícula	225
Tabla 26. Clasificación del grado de sinuosidad de un canal fluvial	226
Tabla 27. Categorías de calidad del ICA (WQI)	230
Tabla 28. Normas de muestreo y análisis de agua superficial continental	231
Tabla 29. Componentes a evaluar para calidad de agua superficial	231
Tabla 30. Tipos de muestreos biológicos ejecutados	233

Tabla 31. Subcuencas y cauces asociados, cuenca del Río Limarí	250
Tabla 32. Régimen Hidrológico de estaciones pluviométricas vigentes	251
Tabla 33. Clasificación hidromorfológica, cuenca del Río Limarí	252
Tabla 34. Distribución porcentual sectorial de empresas por comuna	254
Tabla 35. Antecedentes comunales de la Provincia del Limarí	255
Tabla 36. Usos de aguas en los causes de la cuenca del Río Limarí	257
Tabla 37. Áreas de Vigilancia del Anteproyecto de Norma Secundaria de Calidad Ambiental	259
Tabla 38. Actividades antrópicas por área de vigilancia	261
Tabla 39. Estaciones de Calidad de agua DGA, por área de vigilancia	266
Tabla 40: Programa de monitoreo DGA para las áreas de vigilancia de Limarí	269
Tabla 41. Programa de muestreo SAG, Cuenca del Río Limarí	270
Tabla 42. Programa de Muestreo	271
Tabla 43. Estaciones de monitoreo y ubicación geográfica	272
Tabla 44. Calidad de agua según NCh 1333 (monitoreo INIA-INTIHUASI 2007 – 2008)	274
Tabla 45. Resumen de calidad de aguas superficiales, cuenca del Río Limarí	275
Tabla 46. Resumen de monitoreo de calidad de aguas superficiales, INIA-INTIHUASI	275
Tabla 47. Valores de correlación (Pearson(n)) de variables físicas y químicas	278
Tabla 48. Concentraciones medias de variables registradas en base de dato DGA	279
Tabla 49. Percentiles para las variables analizadas	280
Tabla 50. Contribuciones de las variables (%) tras rotación Varimax	281
Tabla 51. Cálculo de ICA como el producto de los Valores de calidad Estandarizados (0 – 1) Cuenca del Limarí	282
Tabla 52. Actividades potenciales sobre la calidad de las aguas de la Cuenca	284
Tabla 53. Parámetros físicos y químicos, ICA y actividades antrópicas	285
Tabla 54 Parámetros físicos y químicos, según actividades antrópicas	286
Tabla 55. Rango de pH de la NSCA y datos históricos DGA	287
Tabla 56. Rango de Conductividad eléctrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) de la NSCA con datos históricos DGA	288
Tabla 57. Rango de Oxígeno disuelto ( $\text{mg}/\text{L}$ ) de la NSCA con datos históricos DGA	289

Tabla 58. Rango de DQO (mg/L) de la NSCA con datos históricos DGA	290
Tabla 59. Rango de Cloruro (mg/L) de la NSCA con datos históricos DGA	291
Tabla 60. Rango de sulfato(mg/L) de la NSCA con datos históricos DGA	291
Tabla 61. Rango de nitrato (mg/L) de la NSCA con datos históricos DGA	292
Tabla 62. Rango de fosfato (mg/L) de la NSCA con datos históricos DGA	293
Tabla 63. Segmentos y estaciones de muestreo, Cuenca del Río Limarí	295
Tabla 64 Épocas campaña terreno y localización de estaciones de muestreo.	298
Tabla 65. Clases de tamaño de sustrato por estación de muestreo en porcentaje (%)	300
Tabla 66. Estadística descriptiva para las estaciones muestreadas en el río Limarí	301
Tabla 67. Diversidad de sustrato para las estaciones muestreadas en el río Limarí	302
Tabla 68. Variables hidromorfológicas de estación de muestreo	303
Tabla 69. Índice QBR en estaciones de muestreo cuenca del Limarí	308
Tabla 70. Índice de Hábitat Fluvial de estaciones de muestreo Cuenca del Limarí	310
Tabla 71. Densidad de macroinvertebrados bentónicos de la cuenca del río Limarí	337
Tabla 72. Contribución por familia de macroinvertebrados bentónicos a la estructura comunitaria del río Limarí	339
Tabla 73. Riqueza de macroinvertebrados bentónicos de Cuenca del Río Limarí;	343
Tabla 74. Diversidad de Shannon. Wiever para la cuenca del río Limarí	345
Tabla 75. Correlaciones significativas entre variable ambientales e índices hidromorfológicos.	348
Tabla 76. Correlaciones significativas entre variable ambientales y familias de macroinvertebrados bentónicos.	350
Tabla 77. Criterios para la determinación de áreas de referencia Cuenca del Limarí	353
Tabla 78. Correlaciones para seleccionar estaciones de referencia en la cuenca del Limarí	354
Tabla 79. Criterios de elección de índice biótico para aplicar a la gestión Hídrica	356
Tabla 80. Correlaciones significativas entre variables ambientales, densidad de bentos e índices bentónicos para la cuenca del río Limarí	358

Tabla 81.A. Valores de tolerancia índice <i>Ch</i> SIGNAL, cuenca del río Limarí	359
Tabla 81 B. Clase de calidad índice <i>Ch</i> SIGNAL, cuenca del Río Limarí	360
Tabla 82. Normativa vigente para el muestreo de aguas superficiales	380
Tabla 83.Valores de referencia propuesto para IHF	382
Tabla 84. Valores de referencia propuesto para QBR	383
Tabla 85.Tipos de índices bióticos a determinar por cuenca.	385
Tabla 86.Calidades de agua para Índice bióticos	385
Tabla 87. Áreas de Vigilancia para la cuenca del río Limarí	390
Tabla 88. Parámetros fundamentales normados en la NSCA	392
Tabla 89. Parámetros de afectación normados en la NSCA.	392
Tabla 90. Usos de agua en la cuenca del río Limarí	393
Tabla 91.Indicadores químicos por actividad antrópica	394
Tabla 92.Componentes de condición natural y de intervención antrópica correspondiente a la Red de Observación.	394
Tabla 93. Frecuencia de monitoreo	396
Tabla 94. Ficha inventario ambiental y evaluación de bioindicación del estero Punitaquí.	397
Tabla 95. Ficha inventario ambiental y evaluación de bioindicación del Río Cogotí (RC-1).	398
Tabla 96. Ficha inventario ambiental y evaluación de bioindicación del Río Cogotí (RC-2).	399
Tabla 97. Ficha inventario ambiental y evaluación de bioindicación del Río Combarbalá (RB-1).	400
Tabla 98. Ficha inventario ambiental y evaluación de bioindicación del Río Grande (RG-1).	401
Tabla 99. Ficha inventario ambiental y evaluación de bioindicación del Río Grande (RG-2).	402
Tabla 100. Ficha inventario ambiental y evaluación de bioindicación del Río Grande (RG-3).	403
Tabla 101. Ficha inventario ambiental y evaluación de bioindicación del Río Huatulame (RU-1).	404
Tabla 102. Ficha inventario ambiental y evaluación de bioindicación del	

Río Hurtado (RH-1).	405
Tabla 103. Ficha inventario ambiental y evaluación de bioindicación del Río Hurtado (RH-2).	406
Tabla 104. Ficha inventario ambiental y evaluación de bioindicación del Río Limarí (RL-1).	407
Tabla 105. Ficha inventario ambiental y evaluación de bioindicación del Río Mostazal (RM-1).	408
Tabla 106. Ficha inventario ambiental y evaluación de bioindicación del Río Rapel (RR-1).	409
Tabla 107. Ficha inventario ambiental y evaluación de bioindicación del Estero El Ingenio (EI-1).	410
Tabla 108. Resumen de usos, componentes químicos e índices de bioindicación por subcuenca del río Limarí	423
Tabla 109 Resumen de consideraciones para elección índice <i>Ch</i> SIGNAL	452
Tabla 110: Descripción de actividades de difusión.	457

## RESUMEN

El agua bajo el enfoque ecosistémico es un recurso clave para el desarrollo socioeconómico y en Chile presenta problemas de escases, como lo es para la cuenca del Río Limarí, IV Región (semi árida), localizada en una zona de transición climática, con precipitaciones en disminución desde 30 años. Proyecciones futuras, indican un aumento de su la demanda, siendo imprescindible compatibilizar los procesos de desarrollo de estas con la protección hídrica, bajo una gestión integrada. Se propone una metodología de evaluación en el marco de la norma secundaria de calidad de agua continental superficial, a través del Plan de Vigilancia Ambiental para aportar a la toma de decisiones para una gestión preventiva.

El río posee una dinámica temporal y espacial, en su estructura hidromorfológica, física y química con consecuencias biológicas, dado por su propia naturaleza y las actividades antrópicas de la cuenca. Los ríos están conformados por parches heterogéneos que interactúan, y por si solos constituyen un paisaje fluvial, por lo que las escalas espaciales y temporales son cruciales de definir al evaluar sus estados ecológicos. Se evaluó la calidad del agua en seis subcuencas, elaborando previamente un modelo conceptual, basado en bioindicación, el cual se puso a prueba y se ajustó en dos campañas de terreno. Se levantaron datos del componente hidromorfológico (índice QBR e IHF), físico y químico (metodología estandarizada APHA.) y biológico (índices bióticos).

Los resultados indicaron la influencia de actividades agrícolas y mineras en la calidad del agua, un aumento de perturbaciones hacia los tramos aguas abajo y bajo embalse. Los hábitat mas heterogéneos fueron los tramos de mayor altura, con valores de IHF ( $> 75$ ) y QBR (buena calidad). Las estaciones aguas abajo presentaron pH más básicos ( $> 7.5$ ), altas DQO  $> 40$  mg/L y tendencia a eutrofización. El índice *Ch* SIGNAL reflejó aguas de mala calidad en los tramos más bajos, comparado con los de mayor altura, y correlación significativa positiva con índices hidromorfológicos, como criterio de validación. El modelo propuesto fue difundido y consensuado con actores de interés en la gestión. Se elaboró un protocolo de monitoreo, y se recomendó el índice biótico *Ch* SIGNAL para el Programa de Vigilancia. Se concluye que, los macroinvertebrados bentónicas, sirven de bioindicadores al constituir variables de estado, de cambios físicos y químicos del sistema, pueden ser una herramienta para evaluar el estado ecológico de los ríos, ante la norma secundaria de calidad de aguas continentales superficiales.

## ABSTRACT

According to the ecosystem concept approach, water is a key factor for the socioeconomic development and, in Chile it represents scarcity problems such as the case of the river Limarí, IV semi-arid Región (30°15' - 31°20' south latitude), located at an area of climatic transition with decreasing rainfall since the last 30 years indicating an increase in demand and showing that it is indispensable to find integral compatibility between the development and hydrological availability protection. An evaluation methodology under the frame of the secondary standard of surface freshwater quality through an Environmental Vigilance Plan that should help as prevention management determinations is proposed.

This river presents a temporal and spatial dynamics in its hydromorphological, physic and chemical structure with biological consequences due to its own structure and anthropic activities at the basin. Rivers are structured as heterogeneous patches, that interact and by themselves they conform a fluvial landscape, so that spatial and temporal characteristics are crucial to be assessed in evaluating river ecological state.

Water quality was evaluated at six sub-basins, with a previous design of a conceptual model based on bioindication that was tested and adjusted in two field trips. Data on hydromorphological (QBR and IHF indexes), physical and chemical data (standard APHA methodology) and biology (biotic indexes).

Results indicated the influence of agriculture and mining activities in water quality, such as an increase of the disturbances towards low waters and down a reservoir. The most heterogeneous habitats were the higher altitude sites, with high IHF values (> 75) and QBR (good river border quality). The lower sampling stations showed more basic pH (> 7.5), high DQO (>40 mg/L) and a tendency to eutrophication. The *Ch* SIGNAL index showed bad quality waters at lower sites compared to higher altitude and a positive correlation with hydromorphological indexes as a validation criteria. The proposed model was publicized and approved by interested management persons. A monitoring protocol was elaborated and the biotic Index *Ch* SIGNAL was recommended to be used in the Vigilance Program.

Conclusions state that benthic macro invertebrates are systems useful bio indicators of physic and chemical state variables as a tool to evaluate the river ecological state, in relation with the secondary standard of surface freshwater quality.

# INTRODUCCIÓN





El crecimiento demotécnico, es decir la relación directa entre el incremento poblacional humano y el desarrollo tecnológico del siglo pasado, han incidido negativamente en las características del agua dulce, tanto en su calidad como en su cantidad (Vila, 2006), como es el caso de los ríos de Chile. Estos han experimentado cambios por acciones antrópicas provocando disminución en cantidad de agua y alterando sus características físicas, químicas y bacteriológicas, con consecuencias negativas sobre la disponibilidad del recurso para las actividades y desarrollo potencial de la cuenca (Molina & Vila, 2006; OECD, 2005; DGA, 2005). Uno de los objetivos de la Política Nacional de Recursos Hídricos es “asegurar, la disponibilidad de agua, el abastecimiento de las necesidades básicas de la población y el mejorar la eficiencia de uso, a nivel de cuenca hidrográfica, factibilidad económica, considerando su condición de bien escaso en gran parte del territorio (DGA, 1999; CEPAL, 2003).

El agua es un recurso natural clave para el desarrollo social y económico, su buen acceso es uno de los factores para promover una mayor inclusión social y contribuir en la reducción de la pobreza. Esto involucra un alcance más equitativo del recurso para la mantención de los servicios ecosistémicos, entre los cuales están la provisión de agua y la regulación de caudales. Importante considerar la conservación del patrimonio natural y la preservación de los servicios ecosistémicos, sobre los cuales se sustenta el bienestar humano, para una mejor gobernanza del recurso hídrico. Se define servicios ecosistémicos como “aquellos requeridos para satisfacer algunas necesidades humanas económicas o socialmente relevantes”. Uno de objetivos de desarrollo del milenio, 2007 (PNUD), es el garantizar la sostenibilidad del medio ambiente, por lo que es necesario trabajar de manera sinérgica en las dimensiones ambientales, económicas y sociales del desarrollo sostenible.

Se dice que estamos ante una época de post sociedad industrial en las ciencias ambientales, caracterizada por un alto nivel de incertidumbre al explicar la realidad y por tanto para proponer las soluciones, asociado altos niveles de riesgos. Esta incertidumbre no puede ser abordada bajo la ciencia normal, con una mirada reduccionista, pues los problemas son complejos, difícil de poder determinar causalidad. De tal manera que se puede observar que estamos frente a un cambio de aproximación para enfrentar una realidad intersubjetiva, la ciencia “post normal”, donde se integra tanto el conocimiento científico como la percepción social. En esta ciencia no existen los expertos, sino una comunidad extendida de pares, las decisiones son colectivas y ante la gran incertidumbre generada por los riesgos, se tiene presente el principio precautorio (Beck, 1993; Funtowicz, 1992). Hay una pérdida de racionalidad global para enfrentar las amenazas ambientales, que son los peligros que la sociedad internamente se autoproduce (Arnold, 2003). El conocimiento puede ser entendido, como la ordenación de mundos constituidos y generados en nuestra experiencia, por lo que los diversos actores sociales, percibirán distintos componentes e interacciones, dependiendo del modelo mental utilizado en el proceso de percepción (Kolkman *et al.*, 2005). Aún en Chile el tema ambiental se aborda bajo un análisis de grupo de expertos, sin considerar el contexto social en el que se sitúa el problema medioambiental, ni se incorpora la percepción social de los actores locales, por lo que la sociedad no se visualiza como parte del ecosistema y por tanto sus interacciones no se valoran, y las posibles soluciones para la gestión de los recursos carecen de la realidad necesaria para ser aplicadas. Hay una serie de experiencias a nivel internacional donde el componente social se integra en la problemática ambiental. Se analizan los problemas ecológicos, ambientales y de manejo integrado, mediante un enfoque holístico, incorporando a los actores de interés como identidades sociales en el contexto de paisaje, a través de diferentes formas de observarlo (Cosgrove, 2002), esto sirve como un método para evaluar el grado de susceptibilidad al cambio, por una presión sobre el uso de este paisaje (Montoya *et al.*, 2003).

El paisaje es un sistema conformado por componentes naturales, sociales e intangibles y sus interrelaciones, constituyendo un recurso, que da identidad. En Europa se consolidó un documento la “Convención europea del paisaje” firmado por el Consejo de Europa en que legaliza la protección del paisaje. Esta ley tiene como objetivo “promover la protección, la gestión y ordenación del paisaje y organizar la cooperación europea” (Ley8/2005). La Convención define paisaje como “cualquier parte del territorio tal como es percibida por las poblaciones, cuyo carácter resulta de la acción de factores naturales y/o humanos y de sus interrelaciones”. El paisaje es un

componente del patrimonio natural y cultural europeo, conforma un elemento de calidad de vida en que los ciudadanos tienen deberes y derechos. Esto es, para el caso de acuerdos económicos y sociales, involucrando aspectos culturales, ecológicos, sociales y medioambientales. El paisaje incluye al menos tres niveles que se interrelacionan entre sí, el geosistema, el sociosistema y el sistema cultural, analizado bajo la teoría general de sistemas. Este es un recurso territorial, reflejo de la interacción de los complejos y dinámicos procesos naturales más la intervención del hombre; sirve de indicador de la coherencia o incoherencia de las intervenciones humanas, que se superponen en el tiempo a lo largo de las sucesivas generaciones, también como un factor de bienestar social, un indicador de la calidad del medio ambiente y un componente de la identidad cultural, que establece el hombre con su entorno más inmediato. Esto implica que se debe tener en cuenta en los procesos de participación pública y social, en el desarrollo de instrumentos de planificación y de proyectos del territorio, por lo que es necesario avanzar hacia modelos de gestión integrada, entendidos como procesos dinámicos y flexibles de participación y cooperación, de todos los niveles, públicos y privados (Móniz Sánchez, 2000). La evaluación del paisaje constituye una herramienta de gestión ambiental (Muñoz Pedreros, 2004), y en Europa se han elaborado programas o planes en base a la unidad de paisaje.

Desde la perspectiva científica y técnica se han producido distintas aproximaciones al paisaje. Unas más interesadas en sus aspectos objetivos, tanto formales (arquitectura, paisajismo convencional), como causales (biología, ecología, geografía, geología), y otras en los aspectos subjetivos o percibidos (antropología, psicología, sociología). Estos enfoques presentan escalas diferentes de la realidad espacial y aspectos de la misma poco convergentes, donde se ha considerado la multidisciplinaridad. La definición establecida por la Convención Europea del Paisaje podría contribuir a mejorar esta situación, porque incorpora diferentes intereses de distintas disciplinas, lo que se resume en los siguientes aspectos: el paisaje es un hecho objetivo y sujeto a la administración; depende de la valoración o percepción que de él tengan las poblaciones; es el resultado de determinados factores (naturales, humanos y sus interrelaciones); las actuaciones que en él incidan deben hacerse con conocimiento de causa.

Un conjunto de ecosistemas pueden formar un paisaje los cuales interactúan entre sí, y la percepción de estos dependerá de la escala de observación (Forman

&Gordon, 1986; Pickett & Cardenazo, 1995). El concepto de ecosistema proviene desde el año 1935, donde Tansley lo define como “sistema completo (en el sentido de la física) incluye el complejo orgánico y el complejo total de todos los factores físicos que forman el ambiente”. También se define en términos energéticos como un sistema abierto termodinámicamente, cuya estructura interna depende del flujo de energía del entorno, donde se da la autoorganización, retroalimentación, autocatálisis, (Odum, 1988). Según Likens, (1992) un ecosistema “es una unidad espacialmente explícita de la Tierra que incluye todos los organismos, junto con todos los componentes del ambiente abiótico dentro de sus fronteras”. La delimitación y sus componentes dependerán de la pregunta a formular, por lo que el ecosistema se puede considerar un artificio, una convención de expertos, una herramienta que permite comunicación y que refleje una realidad, es decir un “Constructo” influenciado por el observador “una forma específica de mirar la naturaleza” (O’Neill, 2001), y por lo tanto se considera un concepto que puede ser ambiguo, para el análisis medio ambiental bajo una delimitación de una unidad ecológico-social. Se ha propuesto una metodología de FES sistema para referirse a una unidad espacialmente explícita, donde los componentes y límites dependen de las preguntas a responder, de los observadores y del contexto social en que ellas se planteen. Una de las metodologías para llevarlo a cabo, es la construcción de un modelo conceptual, socialmente dependiente de las relaciones sociedad-naturaleza, bajo un proceso intensivo de participación ciudadana (Marín *et al.*, 2005), donde un ejemplo de unidad espacial es la cuenca.

En Chile una de las prioridades de la Agenda Ambiental 2006-2010 fue la de gestionar los recursos hídricos mediante una Estrategia Nacional de Gestión Integrada de Cuencas Hidrográficas (CONAMA, 2008). Hay varias definiciones de cuenca hidrográfica, “unidad geográfica definida por la divisoria de las aguas en un territorio dado, en el cual los procesos ecosistémicos de intercambio de materia y flujo de energía se integran a través de la vinculación de los componentes hidrológicos, ecológicos, ambientales y socioeconómicos, (Marín *et al.*, 2006), otra definición se refiere al “espacio de drenaje y volúmenes de agua donde opera el flujo hídrico, condicionado a la cantidad de precipitaciones y al efecto de los recursos suelo y vegetación, generando en su conjunto el ciclo hidrológico. El espacio está definido por sistemas topográficos y geológicos que delimitan territorialmente una superficie de drenaje común, donde interactúan los sistemas físicos, bióticos y socioeconómicos. (Curso JICA, 2005). Ambas definiciones concuerdan con una mirada integrada donde el manejo sustentable del recurso hídrico involucra a los procesos hidrológicos,

biológicos, físicos, químicos sociales y económicos (Karr, 1991; Norris & Thoms, 1999). Operativamente en la cuenca hidrográfica se distinguen varios sistemas límnicos que pueden corresponder a humedales (Convención humedales, RAMSAR) estos serían subsistemas (microescala) dentro de la cuenca hidrográfica (macroescala), este nivel de jerarquía ya ha sido utilizado en sistemas límnicos en Chile (Bormann & Likens, 1967; Hedin & Campos, 1991) siendo una buena herramienta para abordar procesos que se dan a escalas diferentes. Por último está la delimitación operativa de cuenca asociado a una región geográfica, según corresponda administrativamente que es el caso usado en Chile actualmente.

El agua bajo el enfoque eco sistémico es considerada un recurso natural clave para el desarrollo social y económico. Este enfoque se viene consolidando como una estrategia, que integra las diferentes dimensiones del desarrollo, tomando como eje articulador la gestión de los ecosistemas, el fortalecimiento y la inversión en infraestructura natural. Bajo este enfoque la mantención y distribución del recurso es un desafío para la sociedad, en Chile los requerimientos actuales no son suficientes, y proyecciones realizadas para el año 2017 indicaron que la demanda por el recurso serán duplicados, por las exigencias de los principales usos, que son minería, industrias y actividades domésticas, ([www.dga.cl](http://www.dga.cl)), por lo que es necesario gestionarlo bajo un enfoque ecosistémico, donde se consideran sus aspectos ambientales, sociales y económicos.

La *gestión integrada de recursos hídricos* (GIRH) es un proceso que promueve el desarrollo coordinado y la gestión del agua, suelo y recursos relacionados para maximizar el resultado económico y el bienestar social de una manera equitativa, sin comprometer la sostenibilidad de ecosistemas vitales (Asociación Mundial para el Agua, GWP, 2000). La gente y sus medios de vida conforman el centro de la toma de decisiones para la gestión y protección de ecosistemas, respaldado como primer marco de acción de la Convención sobre la Diversidad Biológica (CDB), firmada por 188 países.

Las cuencas hidrográficas, están siendo amenazadas por diversos procesos entre los que están la fragmentación y alteración de sus caudales, esto conllevaría a una disminución de la biodiversidad (Wetzel, 1990). Se han provocado variaciones en el promedio históricos de caudales, alteraciones físicas y químicas del agua (Leopold *et al.*, 1996; Junk *et al.*, 1989), disminución de la conectividad hidrológica (Ward & Stanford, 1995; Munné & Prat, 2005), entre otros. Para la protección del

funcionamiento del ecosistema fluvial, es relevante la relación conceptual entre la magnitud de la corriente desde el rítrón (naciente) a potamón (desembocadura) y el cambio progresivo de los atributos funcionales y estructurales de las comunidades lóaticas, que recoge el concepto de río continuo (Vannote *et al.*, 1980). Estas teorías han sido formuladas para otros sistemas fluviales de otras latitudes, por lo que habría que analizar su aplicabilidad en ríos cordilleranos de Chile, que se caracterizan por ser de bajo orden, de pendientes altas y de baja longitud. En atención a la urgente necesidad del desarrollo sustentable, se requiere desarrollar programas de estudios integrados de cuencas prioritarias que permitan diagnosticar, evaluar y modelar su funcionamiento (Vila *et al.*, 2006) bajo un enfoque ecosistémico.

La evaluación de la calidad de agua en el país está basada en la determinación de componentes o elementos físicos y químicos. Metodológicamente esto ha resultado insuficiente para prevenir la disminución y/o mejorar la calidad del recurso dado por la presión de actividades antropogénicas. Así se propone incorporar a la biota para evaluar la calidad de las aguas, y desarrollar un enfoque integral. El enfoque de “integridad biológica” tiene como meta la restauración y protección de los ecosistemas de aguas continentales, lo que involucra un conjunto de medidas desde el nivel individual, poblacional, comunitario y de atributos del ecosistema (Norris & Hawkins, 2000), Fig.1.

En Chile se ha estado desarrollando un instrumento de prevención para la calidad de aguas, que son las “Normas Secundarias de Calidad Ambiental para la protección de las Aguas Continentales Superficiales”, estas contemplan como objetivo general “proteger, mantener y recuperar la calidad de agua para, salvaguardar la salud de las personas, el aprovechamiento del recurso, la protección y conservación de las comunidades acuáticas, maximizando los beneficios sociales, económicos y medioambientales. La “Guía de CONAMA” (2004), es el documento de apoyo para la elaboración de dichas normas, la cual incorpora en uno de sus artículos a la biota como una herramienta complementaria para evaluar el impacto de la calidad de agua sobre las comunidades acuáticas y los usos prioritarios. Actualmente ya se dispone en el país de una NSCA que está vigente, para la cuenca del Río Serrano y otras en Anteproyecto.

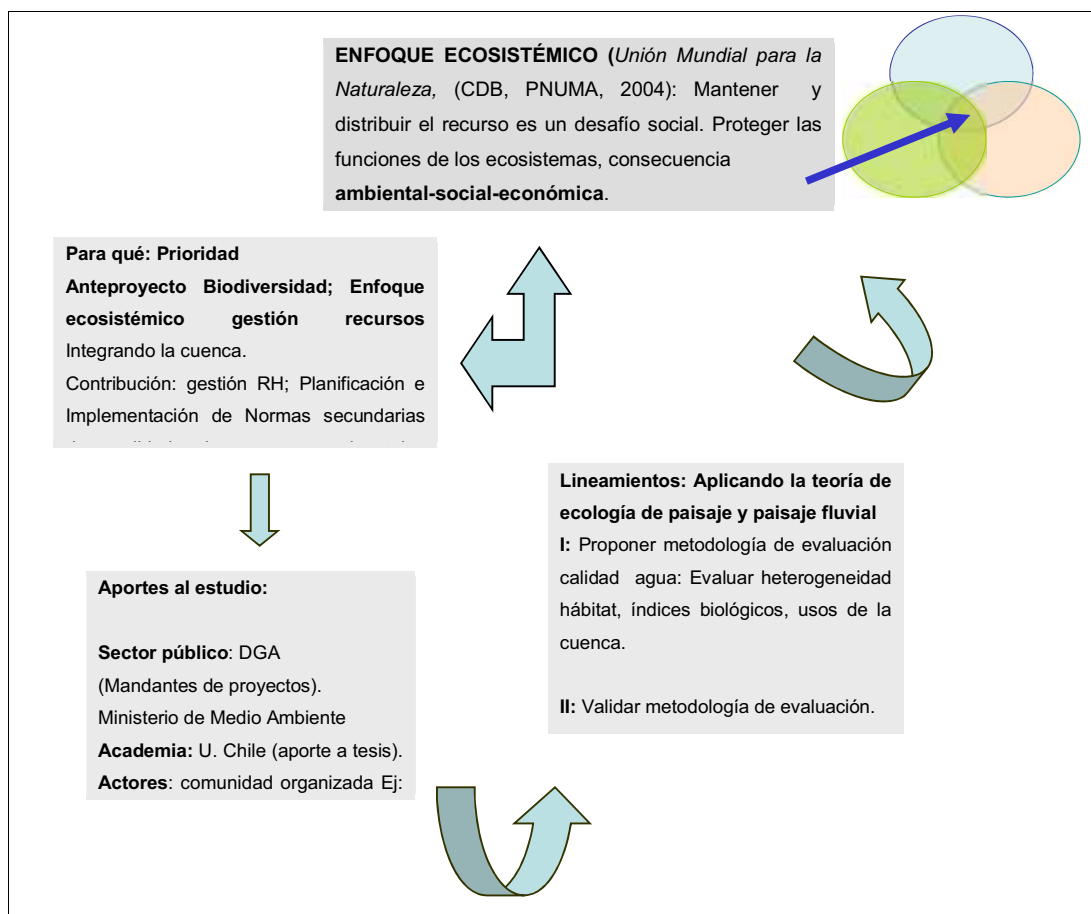
Actualmente con la Ley 2014 publicada en Enero del 2010 se creó en el país el Ministerio de Medio Ambiente, con el Departamento de Políticas y Regulación. Este Departamento está coordinando la edición de un protocolo de muestreo de biota para

apoyar metodologías de evaluación de la calidad de las aguas para las futuras NSCA. En el año 2009 se publicó el documento sobre la Estrategia Nacional de Gestión Integrada de Cuencas Hidrográficas, la que se basa en 7 principios que son: Complementariedad, Descentralización, Valoración de la biodiversidad natural y cultural, Desarrollo territorial, Preventivo, Participativo, Información accesible. Esto con el objetivo de diseñar un sistema nacional de gestión integrada de cuencas hidrográficas en el país para promover un desarrollo territorial sustentable (CONAMA, 2008). Actualmente se envió al Congreso de un proyecto de ley a través del cual se crea un Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas e instaura un Sistema Nacional de Áreas Protegidas, en el cual se incorporó la protección de los ecosistemas acuáticos en uno de sus artículos. Dicho Servicio es entendido como un servicio público funcionalmente descentralizado, con personalidad jurídica y patrimonio propio, ubicado en el Ministerio del Medio Ambiente. El proyecto crea además el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas, el que considera tanto las áreas protegidas del Estado como las áreas silvestres protegidas de propiedad privada-, cuyo objetivo es asegurar la conservación de una muestra representativa de la biodiversidad y del patrimonio ambiental del país. Sin embargo este proyecto de Ley ha sido muy cuestionado por la falta de participación de la comunidad, participación de organizaciones ambientales, ciudadanas, comunidades locales e indígenas, contemplado en la UICN.

Esta tesis pretende contribuir a la gestión del recurso hídrico a través del desarrollo de una metodología para la temática de la evaluación de la calidad del agua, bajo un enfoque de integridad biológica, incorporando conceptos de la teoría del paisaje fluvial.



Figura 1. Esquema general de la investigación.



Fuente:Elaboración propia

Diagrama de flujo que muestra la evaluación de un paisaje fluvial como herramienta de planificación del recurso hídrico. Se especifica que el enfoque ecosistémico considera que la calidad de vida incorpora el modelo de desarrollo sustentable y que la protección del recurso hídrico posee consecuencias sociales, económicas y ambientales.

## **BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA**

- Arnold M. (2003). Auto producción de la amenaza ambiental en la sociedad contemporánea. *Revista Med* 9: 1-31.
- Beck, Ulrich (1993). De la sociedad industrial a la sociedad del riesgo. *Revista de Occidente* N° 151, 19-40.
- Bormann F.H. & G. Likens (1967). Nutrient cycles. *Science*. 155:424-429.
- CEPAL (2003). Hacia un plan nacional de gestión integrada de recursos hídricos. Taller Nacional, Chile. Actividad de la GWP/SAMTAC, CEPAL, Gobierno de Chile: CNR, DGA, DOH; U de Chile, SOPCHID, AIDIS, Asociación latinoamericana de Hidrología.
- CONAMA (2008). Estrategia Nacional de Gestión integrada de Cuencas Hidrográficas. Santiago.
- CONAMA (2004). Guía CONAMA, para el establecimiento de las Normas Secundarias de Calidad Ambiental para Aguas Continentales Superficiales y Marinas.
- DMA 2000/60/CE del Parlamento Europeo y el Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de las aguas. *Diario Oficial de la Comunidad Europea*. L 327 de 22 de diciembre de 2000: 72 pp.
- Cosgrove, D. (2002). Observando la naturaleza: el paisaje y el sentido europeo de la vista. *Boletín de la A.G.E.* N° 34. 63-89.
- Dirección general de Aguas (DGA, 2005). "Objetivos y Alcances de la Reforma del Código de Aguas de Chile". Conferencia Internacional CEPAL, DGA y GWP.
- DGA (Dirección General de Aguas, 1999). Política nacional de recursos hídricos. DGA, MOP, Santiago, Chile.
- Forman, R.T.T., Gordon, M. (1986). *Landscape Ecology*. Wiley, New York. 619 pp.
- Funtowicz, S. (1992). Gestión de residuos ecológicos y la noción de ciencia postnormal. *Entrevista Ecología política*, núm. 4: 41-46.
- Hedin L.O. & H. Campos (1991). Important of small stream in understanding and comparing watershed ecosystem processes. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 64: 583-596.
- Junk W.J., P.B. Bayle & R.E. Sparks (1989). The floodpulse concept in river floodplains systems. *Canadian Special Publication Fisheries and Aquatic Sciences*. 106: 110-127.
- Karr, J.R., (1991). Biological integrity: a long –neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications* 1:66-84.

- Kolkman, M., Kok, M. & Van Der Veen, A. (2005). Mental model mapping as a new tool to analyses the use of information in decision-making in integrated water management. *Physics and Chemistry of the Earth*. 30, 317-332.
- Leopold, D.J., P.J. Smallidge, and J.D. Castello (1996). An integrated model of forest dynamics following disturbance, pp. 63-78, In: S.K. Majumdar, E.W. Miller, and F.J. Brenner (eds.), *Forests - A Global Perspective*, Pennsylvania Academy of Science, Easton, PA.
- Likens, G.E. (1992). *The ecosystem approach: its use and abuse*. Ecology Institute, Luhe. 166 pp.
- Marín V., L. Delgado & P. Bachmann (2005). El manejo ecosistémico de los recursos marinos vivos: un desafío eco-social. 555-570 pp, En E. Figueroa (Ed), *Biodiversidad Marina. Valoración, usos y perspectivas. ¿Hacia dónde va Chile?* Editorial universitaria. Santiago.
- Molina X. y I. Vila (2006). Calidad de Agua en "Manual de la Evaluación de la Calidad del Agua" Molina y Vila (eds.). CENMA, SAG, U. de Chile. pág. 1-3.
- Móniz Sánchez, Carmen (2000). EL ÁMBITO MUNICIPAL COMO MARCO TERRITORIAL BÁSICO PARA LA GESTIÓN Y LA PARTICIPACIÓN EN LAS POLÍTICAS PAISAJÍSTICAS.
- Montoya Ayala R, Padilla Ramírez & S. Stanford (2003). Valoración de la calidad y fragilidad visual del paisaje en el valle de Zapotitlán de las Salinas, Puebla (México). *Boletín de la A.G.E.* N° 35. 123-136.
- Munné A. & N. Prat (2005). La Diagnósis y mejora de los ecosistemas fluviales mediante la Directiva Marco del Agua.
- Muñoz Pedreros, A. (2004). La evaluación del paisaje: una herramienta de gestión ambiental. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 77: 139-156.
- Norris R. H. & C. P. Hawkins (2000). Monitoring river health. *Hidrobiología* 435: 5-17.
- Norris, R. H. y M.C. Thoms (1999). What is a river health? *Freshwat. Biol.* 41:1-13.
- Objetivos de Desarrollo del Milenio (2007). Naciones Unidas, Objetivo 7. Nueva Cork.
- Odum, H.T. (1988). Self – organization, transformity and information. *Science* 242:1132-1139.
- OECD (2005). *Evaluaciones del desempeño ambiental CHILE*. Naciones Unidas, CEPAL. 246 pp.
- O' Neill, R. (2001). Is it Time to Bury the Ecosystem Concept? (With Full Military honors of course). *Ecology* 82:3275-3284.
- Pickett S. & M. Cardenazo (1995). Landscape ecology: spatial heterogeneity in ecological system. *Science* 269, 331-334.

- Vila, I. (2006). Prefacio, en "Manual de la Evaluación de la Calidad del Agua" Molina y Vila (eds). CENMA, SAG, U. de Chile. pág. V.
- UICN ( 2006). La Aplicación del Enfoque Ecosistémico en la Gestión de los Recursos Hídricos. Un análisis de estudios de caso en América Latina. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y de los Recursos Naturales. Guerrero E., Otto de Keizer, Rocío Córdoba Guerrero E., Otto de Keizer, Rocío Córdoba. 78 pp.
- Vannote, R.L.G, W Mishall, K.W. Cummins, J.R. Sedell & C.E. Cushing (1980). The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aqua. Sci.* 37:130-137.
- Ward J.V.& Stanford (1995). Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated rivers: research and management* 11: 105-119.
- Wetzel, R. (1990). Reservoirs Ecosystems: Conclusion and Speculations, pp. 227-238. In "Reservoir limnology:Ecological perspectives. Thoornton K.W., Kimmel & F. Payne (eds). Wiley-Interscience Publication John Wiley & Sons, Inc. New York. 246 pp.



**CAPÍTULO I**  
**SISTEMA HIDROLÓGICO**



El sistema hidrológico chileno es particular por su localización geográfica y características climáticas. Se distinguen cinco zonas hidrológicas: altiplano, semiárida, sub húmeda, húmeda y Nord patagónica que poseen diferencias principalmente en regímenes de caudal, escurrimientos y calidad de agua.

El país desde los años 1990 ha experimentado un crecimiento económico acelerado basado principalmente en los recursos naturales. Los principales usos consuntivos del recurso hídrico en el país constituyen en primer lugar el riego con un 80 %, minería, industria y agua potable. El balance hídrico presenta un gradiente en aumento desde una escasez severa en la parte norte del país a un aumento en la disponibilidad de agua hacia el sur, se debe considerar que la actividad minería demandante considerable de agua para sus procesos se concentra en la zona norte del país.

La tasa de crecimiento del país y las actividades antrópicas han provocado una fuerte presión sobre el recurso hídrico, esto es esperable se acentúe en los años venideros, dado por proyecciones futuras de la Dirección General de Agua (DGA). Este fuerte incremento del recurso ha sido demostrado para el área de la energía (principalmente hidroeléctrico) como también para fines consuntivos

Chile está llevando a cabo varios procesos para mejorar la gestión del recurso hídrico, entre los cuales están: documento publicado el año 2008 la “Estrategia Nacional de Cuencas Hidrográficas”, el cual establece las directrices para una gestión integrada del recurso, incorporando los usos de la cuenca; se aprobó el Anteproyecto Revisión Norma de Emisión para la Regulación de Contaminantes Asociados a las Descargas de Residuos Líquidos a Aguas Marinas y Continentales Superficiales, Decreto Supremo 90; se está elaborando la política nacional de glaciares; se creó el



Ministerio de Medio Ambiente; está en proceso la Ley de Biodiversidad recientemente enviada al congreso, donde se incorporó la protección de los ecosistemas acuáticos; están en desarrollo el proceso normativo, relacionado con las Normas Secundarias de Calidad Ambiental (NSCA) que contemplan la protección de las comunidades acuáticas, donde se aprobó formalmente en el país la primera NSCA para la cuenca del Río Serrano.

El desarrollo del proceso normativo relacionado con las futuras NSCA, ha impulsado a los servicios públicos del país tales como la Dirección General de Aguas, DGA, organismo encargado de la protección y conservación de las aguas, al Ministerio de Medio Ambiente (vigente a partir del 2011, ex CONAMA) a impulsar estudios tendientes a establecer metodologías para evaluar el recurso, específicamente los sistemas fluviales, tanto en cantidad como en la calidad de las aguas, para en un futuro cercano sirvan para establecer programas de vigilancia ambiental. En algunas regiones se han establecido mesas del agua, conformado por diversos actores tanto del ámbito público como privado, lo que constituye una instancia de discusión y comunicación de los problemas en torno al agua. Sin embargo las acciones realizadas para la gestión del recurso se han considerado insuficientes, ha sido un proceso muy complejo, largo y dinámico. Actualmente con la nueva figura del Ministerio de Medio Ambiente, es esperable que las medidas se concreten a plazos más cortos, basado en la capacidad resolutoria de esta nueva institución en comparación con la figura coordinadora anterior, que era la Comisión Nacional del Medio Ambiente.

### **1.1. HIDROGRAFÍA DE CHILE**

Los ríos son sistemas lineales que evacuan hacia los océanos el agua caída sobre las masas continentales. La energía cinética contenida en el agua es disipada y la morfología de los cauces fluviales se modifica según la pérdida de ésta energía a lo largo del curso del río. El proceso hidráulico se desarrolla en forma previsible dentro del cauce, las características geográficas de las cuencas fluviales imponen ciertas condiciones al río de tal manera que tienden a ser similares si se asemejan las condiciones del terreno, altitud y pluviosidad (Leopold *et al.*, 1964). Se presentan diferencias mayores entre los distintos sectores de un mismo río que entre sectores homólogos de ríos distintos, por lo que el sistema fluvial debe tomarse en su conjunto como un todo, teniendo presente la graduación de características a lo largo de su curso (Molina & Vila, 2006), la hidrografía del sistema consiste en conocer las hoyas

hidrográficas con sus redes de drenaje y los factores geográficos que determinan su comportamiento y distribución.

Chile es un país con una longitud de más de 4.000 Km. ubicado entre los 66° 30' W a 76° W y latitudes desde los 17° 30' S a los 56° 30"S. Posee un ancho máximo de 375 Km. y un mínimo de unos 90 Km. En su parte continental, limita al norte con Perú y Bolivia; por el este con Argentina y por el oeste y sur con el Océano Pacífico. Por el lado este lo delimita la Cordillera de Los Andes con elevaciones que llegan a los 7.000 m.s.n.m y por el lado oeste la Cordillera de la Costa con alturas máximas de 3.000 m.s.n.m. en su parte norte, disminuyendo hacia el sur, y una depresión intermedia en la parte central. Estas particularidades hacen que el terreno plano sea escaso en relación al total de la superficie del territorio, siendo de aproximadamente un 20% de la superficie total.

La gran longitud del país, las cordilleras y las corrientes marinas subtropicales y polares, causan una gran diversidad de climas, de rasgos morfológicos y características litológicas. Se distinguen climas desde desértico con precipitaciones anuales menores a 1 mm, climas semiáridos, templado cálido, templado frío, hasta climas templados lluviosos en la zona austral con precipitaciones anuales por sobre 5.000 mm. El clima con sus componentes más importantes temperaturas, precipitaciones y vientos son determinantes en el comportamiento hidrológico de los escurrimientos superficiales y subterráneos.

### **1.1.1. Escurrimientos**

En el norte la evaporación es intensa en la zona costera, la condensación por el sistema de Humboldt se presenta a la forma de neblina o camanchaca y las precipitaciones se producen al oriente en la zona de la Puna. Las precipitaciones no van más allá de 10 mm al año, los escurrimientos dependen de las precipitaciones estivales altiplánicas. La mayor parte del año los caudales son mínimos y esporádicos y en verano se observan crecidas excesivas. Más al interior las aguas superficiales están condicionadas a un régimen de lluvias atlántico, con lluvias altiplánicas estivales en las quebradas y vertientes donde se originan los ríos transversales. Si las quebradas que originan los ríos penetran más profundamente en la cordillera las captaciones son más favorables y los caudales más estables y de mayor magnitud.

En el Norte Chico el clima determina lluvias importantes una vez cada 3 a 4 años incrementando los escurrimientos de los ríos así como violentas crecidas en verano. Los ríos son de régimen mixto es decir crecidas en invierno (por las lluvias) y en verano (por deshielos) y en los años intermedios de sequía los escurrimientos son constantes. Estos escurrimientos se estabilizan y aumentan con las mayores precipitaciones presentadas a latitudes más altas.

Los ríos andinos tienen su cabecera en los Andes, poseen un escurrimiento permanente con gran variabilidad anual y cíclica lo que se prolonga hasta la V región del país. La cordillera de los Andes actúa de pantalla, en la vertiente occidental, las precipitaciones son muy diversas dominando el comportamiento de los ríos en cuanto al gasto y régimen de caudal.

Las variaciones de caudal dependen de las precipitaciones y estas a su vez de la ubicación anticiclónica situada alrededor de los 30°S de latitud en el Pacífico, lo que origina vientos secos hacia el Norte. Al Sur de este centro de alta presión se encuentra una zona de vientos variables con ciclones que se mueven de oeste a este en el océano Pacífico, con consecuencias directas en las precipitaciones. Si esta área migra un poco al Norte en invierno las precipitaciones se prolongan hasta la zona de Coquimbo en la IV región, en verano se corre al sur precipitando en el área centro sur y Patagonia.

En el clima mediterráneo de Chile Central desde la cuenca del Maipo a la del Bío Bío las precipitaciones en invierno y sequías prolongadas en verano influyen en un escurrimiento permanente, con dos períodos marcados de crecidas de los ríos, por lluvias invernales y deshielos de primavera y verano. Al Sur del Bío Bío (37°45'S; 71°45'W), aumentan las lluvias, las crecidas se presentan en invierno, los escurrimientos están regulados por los lagos que se intercalan en las cabeceras de los ríos.

En la Patagonia las mayores precipitaciones se producen en la parte archipelágica y faja costera del sector continental con escurrimientos permanentes. Las precipitaciones se interceptan con el cordón andino y hacia la vertiente oriental disminuyen, lo que causa en gran medida el desierto de la parte subandina oriental. Así las cabeceras de los ríos que nacen al oriente de la cordillera aportan menos al escurrimiento que los tributarios, donde su curso lo desarrollan en el cordón andino

occidental. Mas al Sur y en Tierra del Fuego los ríos marginales de los campos de hielo tienen sus caudales regulados por glaciares que lo originan, dinámica que puede alterarse por erupciones volcánicas que provocan avalanchas.

Los escurrimientos y embalses subterráneos poseen mayor inercia a los agentes atmosféricos, prolongados tiempos de sequía pueden provocar descensos de los niveles freáticos, al contrario de los períodos lluviosos que elevan estos niveles. El desequilibrio del balance hidrológico puede verse afectado por sobreexplotación de embalses manifestándose por ejemplo en el valle de Copiapó, en la Pampa del Tamarugal y cuenca de Santiago.

Los regímenes de escurrimiento se relacionan con la orografía y topografía de la cuenca y su orientación. El relieve y las formas de las redes de drenaje se deben a la historia tectónica del área, las arterias en su generalidad acusan en su rumbo la orientación de las fallas. Gran parte de los ríos tienen dirección E-W y los tributarios tienen rumbos y direcciones en la cordillera dado por la estructura geológica. En general los ríos del Norte y centro del país tienen régimen hidráulico de torrente porque sus cabeceras están en zonas de montaña y los escurrimientos superan grandes desniveles en tramos cortos, lo que origina pendientes muy pronunciadas para sus cauces. Los cursos medios e inferiores del centro sur del país poseen un régimen hidráulico tranquilo, porque el desnivel del lago que lo origina y su base de equilibrio es pequeño y el recorrido es más largo. También influyen en el régimen de escurrimiento la cubierta vegetal, pues la roca desnuda facilita el escurrimiento y la vegetación al almacenar agua tiene un efecto regulador. A mayor escurrimiento las lluvias provocan crecidas más violentas, de menor duración y de efecto más destructivo. Un ejemplo es la cuenca patagónica de Aysén que sin cubierta vegetal favorece la erosión y arrastre de materiales térreos hasta causar embaucamiento de los ríos dejando de ser navegables.

En las aguas subterráneas es relevante la influencia litológica y las formaciones geológicas. Las mayores reservas se encuentran donde los espesores de sedimentos no consolidados son potentes, como en la cuenca de Santiago, en este caso los rellenos de materiales aluviales de ripio y arena sobrepasan los 50 m, esto también ocurre en fosas tectónicas como la pampa del Tamarugal.

Las características litológicas influyen en distintos grados de escurrimiento, distinguiéndose tres zonas hidrográficas, endorreica, arreica y exorreica. La primera “endorreica”, los ríos son de cursos efímeros que no llegan al mar, típicos del Norte de Chile, estos se observan hasta el río Loa e incluye la Puna de Atacama. La segunda zona “arreica” son áreas carentes de escurrimientos superficiales pero con afloramientos de aguas subterráneas, se encuentran desde los ríos Loa al Copiapó. La tercera zona “exorreica” contiene los ríos que desembocan en el mar y se extiende desde Copiapó a la Patagonia.

Las similitudes en los caudales, regímenes de escurrimientos, tipo de la red de drenaje y morfología permite definir seis zonas hidrográficas más o menos homogéneas (Niemeyer y Cereceda, 1984) en los sistemas fluviales chilenos, tomando como unidad de estudio básica la hoya hidrográfica (Fig.2).

### **1.1.2. Zonas Hidrológicas de Chile**

**A.-Norte árido:** esta es la zona más árida corresponde a la zona desértica, donde las cuencas están condicionadas por el relieve y las precipitaciones no alcanzan los 10 mm anuales. Se presentan cuencas endorreicas por un factor climático, donde la insolación, el viento y la baja presión producen altas tasas de evaporación, lo que provoca pérdidas de agua de los cauces y también de los lagos y salares que son la base de equilibrio de estos escurrimientos. Poseen embalses correspondientes a cuencas endorreicas con rellenos aluvionales, la mayoría de los salares de la Puna se producen por este motivo en la zona altiplánica. También se presenta un sistema de cuencas arreicas y sistemas exorreicos, con escurrimientos permanentes o esporádicos. Presentan salinidades elevadas con contenidos altos de sulfatos y cloruros. Comprende las regiones de Tarapacá, Antofagasta y la parte norte y nororiental de Atacama. Uno de sus ríos principales son el Lauca (18°30'S ; 69°14'W) y Loa (21°25'S ; 69°48'W).

**B.-Zona semiárida:** más al Sur, sin relieve altiplánico está la zona semiárida, de los “valles transversales”. Aquí los ríos con cabecera en la alta cordillera tienen régimen permanente tomando dirección E-W dado por la tectónica local. El clima semiárido es regido por el anticiclón del Pacífico, con lluvias en los meses de invierno. Las de mayor importancia se producen una vez cada tres o cuatro años, estas provocan ascensos de escurrimientos medios de los principales ríos y caudales considerables en verano

por la acumulación nival. Las precipitaciones van desde 2.500 y 3.000 ms. Se encuentran embalses subterráneos que se relacionan con rellenos fluviales de la caja de los ríos. Esta zona se extiende desde la región de Atacama, excluida su parte nororiental altiplánica, y las regiones de Coquimbo y Valparaíso hasta el cordón de Chacabuco. Se destacan los ríos Huasco (28°30'S; 70°59' W), y Choapa (31°39'S; 71°38'W).

**C.- Zona subhúmeda:** Forma parte de la Zona Central de Chile caracterizada por la existencia de la depresión intermedia o Valle Central. Se encuentran embalses subterráneos, y se concentra la mayor población y producción agropecuaria del país. Se extiende desde el cordón de Chacabuco (33° S.W.) hasta el canal de Chacao y del Seno de Reloncaví por el sur (42 °S.), abarca una distancia aproximada de 1.000 Km., con una extensión de 188.500 Km<sup>2</sup>.

**D.-Zona húmeda:** El clima dado por las temperaturas y precipitaciones junto a la topografía dividen a la zona en dos a) una centro norte de ríos de régimen mixto y b) otra sur de ríos tranquilos con regulación lacustre, las precipitaciones son distribuidas más uniforme a lo largo del año.

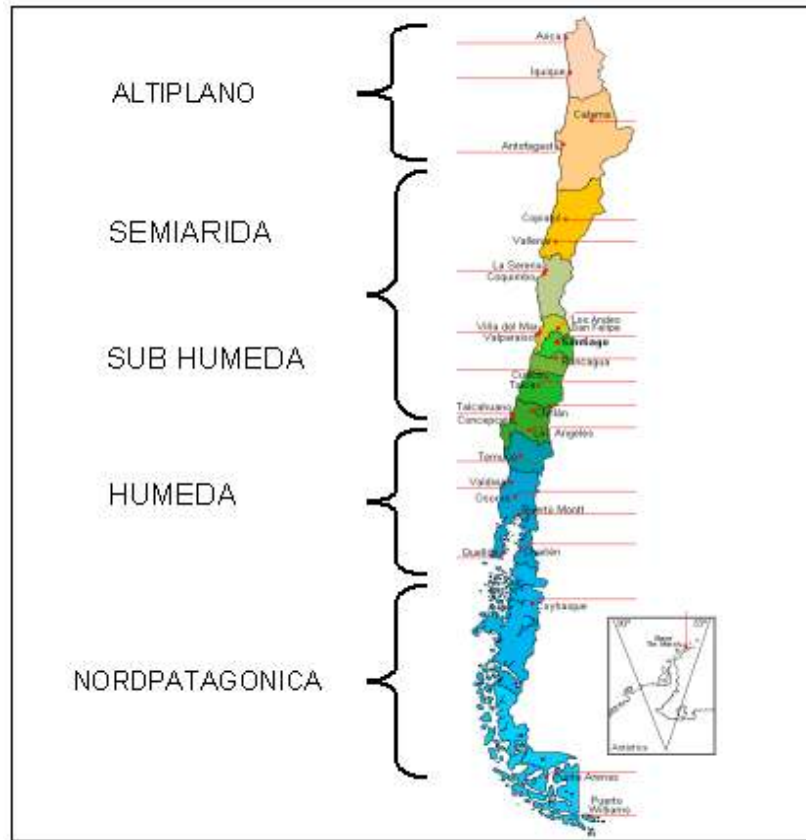
**D 1.** La zona norte presenta un clima mediterráneo con lluvias en los meses de invierno y va desde el cordón de Chacabuco (33° S.W.) a la hoya del río Bío Bío. Se distinguen tres áreas naturales para este tipo de río 1) área alto andina donde el cauce principal es turbulento con gran turbidez y sustrato de rocas y piedras. 2) área media alta, con cauces profundos con sustrato de piedras y grava. 3) área media baja, aguas claras con macrófitas, cauces limpios y poco profundos. Se distinguen los ríos Maipo (33°46'S; 71° 32'W) y Bío Bío (37 °45'S; 71°45'W).

**D 2.** La zona sur la constituyen ríos con flujo constante, pendiente baja y regulación lacustre. Zona de mayores precipitaciones y de régimen más uniforme a lo largo del año, alcanza el Canal de Chacao y el seno y estuario de Reloncaví. Presentan gran similitud entre las zonas ritrónicas, potámicas y de humedales (Welcomme, 1992). El río más representativo es el río Valdivia (39°52'S; 73° 18' W).

**E.-Ríos de la isla Grande de Chiloé (42°S):** Son ríos cortos de bajo caudal de origen exclusivamente pluvial. Con gran cantidad de materia orgánica en sus aguas por

descomposición arbórea. Algunas aguas presentan alta salinidad por efecto de mareas.

Figura 2. Zonas hidrológicas de Chile.



Fuente: Niemeyer y Cereceda, 1984

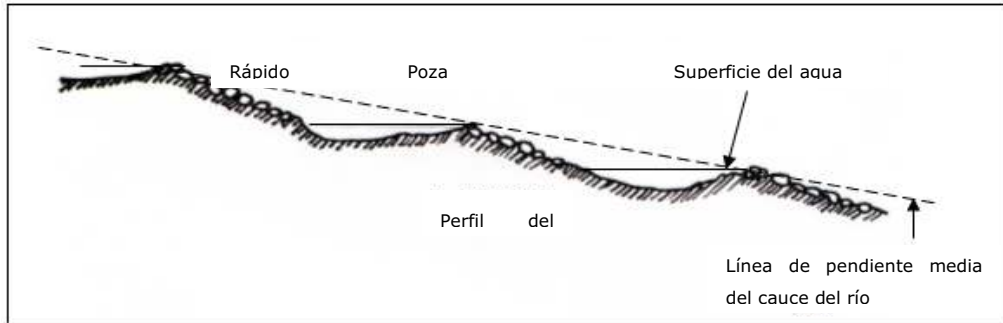
**Región Nordpatagónica:** Ríos trasandinos septentrionales de la Patagonia: Se distinguen ríos formados en el macizo andino en profundos glaciares, se diferencia un sector archipelágico en la zona costera. Zona de hoyas hidrográficas cortas y caudal bajo. Las precipitaciones anuales están por sobre 3.000 mm. El sector continental ubicado en la parte norte presenta ríos con caudales altos, regímenes pluviales y escurrimientos suaves; el sector sur con grandes campos de hielo, donde se generan glaciares de valle que alimentan a los ríos interiores o corrientes de corta longitud, que desembocan en el Océano Pacífico. En el extremo sur está la isla Grande de Tierra del Fuego e islas adyacentes. Los ríos poseen un alto contenido de material particulado. Destaca el río Aysén (45°) y Ríos Magallánicos (52° 31'S; 69° 19'W).

### 1.1.3. Categorías del río

El perfil longitudinal de los ríos depende de la topografía, Illies & Botosaneanu, (1963) propusieron una clasificación basada en las corrientes las que dividen al río en

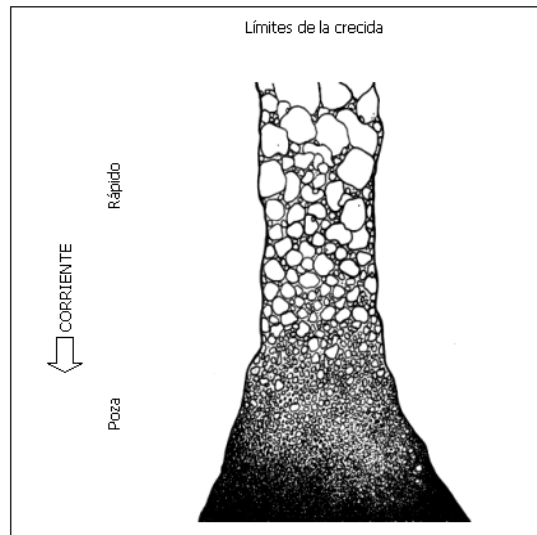
dos categorías principales ritrón y potamón. El ritrón corresponde a las zonas de altura con arroyos de poca profundidad, sectores fluviales más abruptos, pedregosos y torrenciales del curso alto y potamón a sectores más tranquilos, de curso lento localizado en tramos más bajos (Welcomme, 1992). En la figura 3 se indica la división del cauce en una secuencia de pozas y rápidos.

Figura 3.a: **Perfil longitudinal de un sistema fluvial.**



Fuente: Vila & Molina, 2006.

Figura 3 b: **Morfología fluvial.** Se indica la división del cauce, pozas y rápidos.



Fuente: Vila & Molina, 2006.

Los cauces fluviales en su conjunto tienen una disposición arbórea en la cuenca, hay varias formas de clasificación de las corrientes con este tipo de estructura, la mayormente aceptada es la que jerarquiza en función del orden de las corrientes.

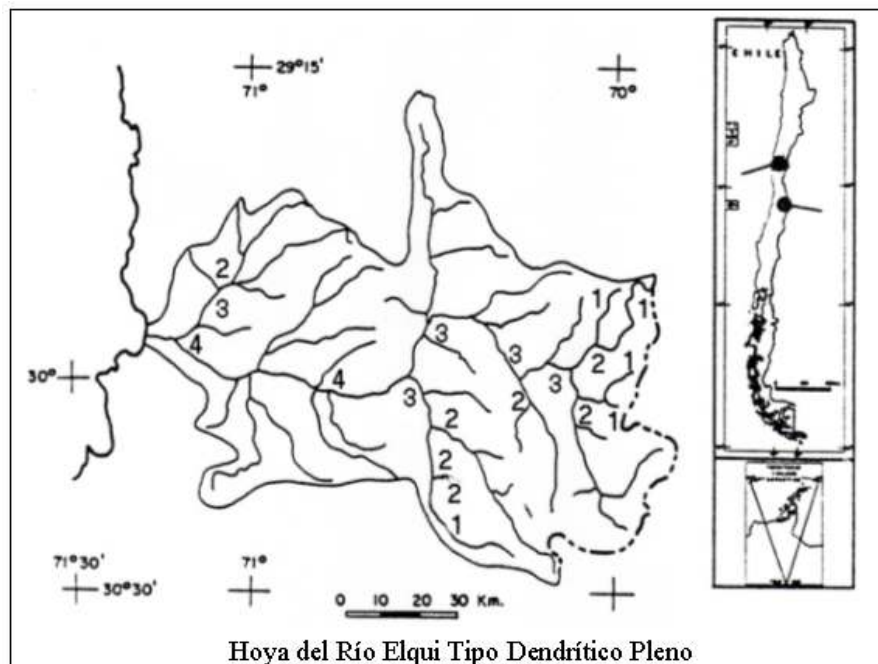
- primer orden: son corrientes que carecen de afluentes



- segundo orden: están formada por la unión de dos corrientes de primer orden
- tercer orden: nacen de la unión de otras corrientes de segundo orden.

En la figura 4 se muestra la clasificación original del sistema, que consiste en una corriente de cada categoría, generalmente la más larga continúa hasta la cabecera del río siendo el cauce principal el que posee una continuidad desde el nacimiento hasta la desembocadura (Horton, 1945 en Niemeyer & Cereceda, 1984), posteriormente se simplificó el sistema, y todas las corrientes del mismo orden están en una misma categoría, (Strahler, 1957 en Welcomme 1992).

Figura 4. Ordenación de los sistemas fluviales. Hoya del río Elqui.



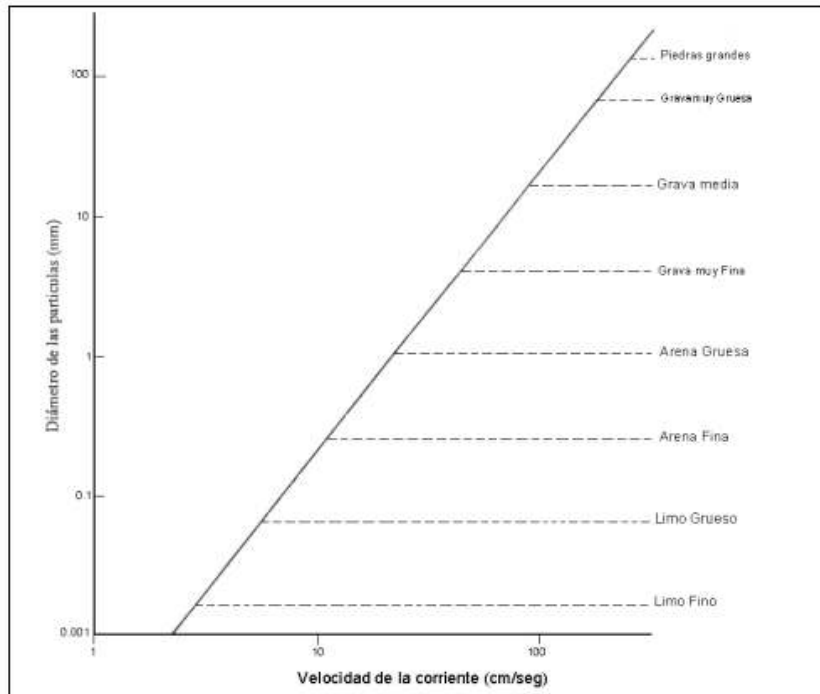
Fuente: Niemeyer y Cereceda, 1984.

Las variables físicas y climáticas influyen en la velocidad. La velocidad de la corriente es menor al disminuir la pendiente, los ríos de orden menor tienden a tener flujos más rápidos. La velocidad de corriente puede deducirse aproximadamente del tamaño de partículas en el lecho (Fig. 5), la resistencia al movimiento depende de la composición del sedimento, es así que las arcillas se compactan y son menos arrastradas que las partículas de arena, que son más grandes.

Los ríos sufren inundaciones originadas por desbordamiento del agua sobre el cauce del río; lluvias locales y mareas. En el primer caso se producen cuando el flujo aumenta y el cauce no tiene cabida para evacuar el volumen de agua que recibe el río

(nivel de cauce lleno) el agua se desborda sobre la cuenca. En el segundo caso por lluvias locales las precipitaciones en las cuencas inmediatamente circundantes de corriente de orden inferior saturan el suelo y producen anegamientos locales. El anegamiento pluvial difiere del producido por desbordamiento en que el flujo neto de agua se dirige de la depresión inundada hacia el río y no en sentido contrario. El anegamiento pluvial satura el suelo, llena las depresiones de la cuenca y recarga los depósitos de agua subterránea.

Figura 5. Velocidad y tamaño de partículas.



Fuente: Welcomme, 1992 (datos de Nelson, 1950).

La relación entre la velocidad de la corriente y la cantidad de carga sólida, repercute en la morfología del río y la biología de los organismos que lo habitan. Al disminuir la velocidad aumentará la tasa de sedimentación con el desarrollo de diques naturales, bancos y zonas de anegamiento, al contrario al aumentar la velocidad de corriente se favorecerán los factores erosivos, aumentando la inestabilidad y disminuyendo el asentamiento de organismos bentónicos. Parte de la energía que es incorporada al río proviene de la cuenca adyacente, aguas arriba, arrastre de material litogénico y flujo subsuperficial. Se incorpora el material orgánico grueso, fino y disuelto, siendo importante mantenerlos aguas arriba y poder reducir las pérdidas de éstos aguas abajo, también se adiciona material de lixiviado geológico y del suelo.

## **1.2. CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS**

La composición química es regulada por factores climáticos tales como precipitaciones, procesos de erosión, meteorización, evaporación, sedimentación y componentes biológicos.

Principalmente hay tres mecanismos que regulan la composición química natural de las aguas de río: precipitaciones, naturaleza geológica de las rocas, y el proceso de evaporación-cristalización (Gibbs, 1970). Por ejemplo en la región árida nuestros ríos presentan alta salinidad dado en gran parte por la tasa de evaporación y de cristalización de las sales concentradas. En regiones en que las rocas se han empobrecido y los suelos presentan lixiviados, la principal fuente de nutrientes son las precipitaciones. Las variables que en general describen el funcionamiento de ríos son la conductividad eléctrica, pH, temperatura, oxígeno disuelto.

La conductividad eléctrica (CE) es una medida de la suma total de iones en una masa hídrica, la cual puede cambiar a lo largo del año y podría ser mayor en estaciones secas comparado con estaciones húmedas. Esta está influenciada por las concentraciones de sustancias disueltas por lo que son relevantes los factores de dilución, efectos de ribera, desagües, evaporación, cristalización de sales, absorción por los organismos vivos entre otros y hoy en día hay que considerar a las actividades antrópicas industriales, agrícolas y domésticas.

El grado de acidez (pH) puede fluctuar es más ácido cuando se dispone de aportes forestales, grado de descomposición, inundaciones o bien más básico por altas concentraciones de sales de calcio por evaporación. Estos factores presentan fluctuaciones a lo largo del día influenciadas por las actividades de la biota debido a los procesos de respiración y fotosíntesis.

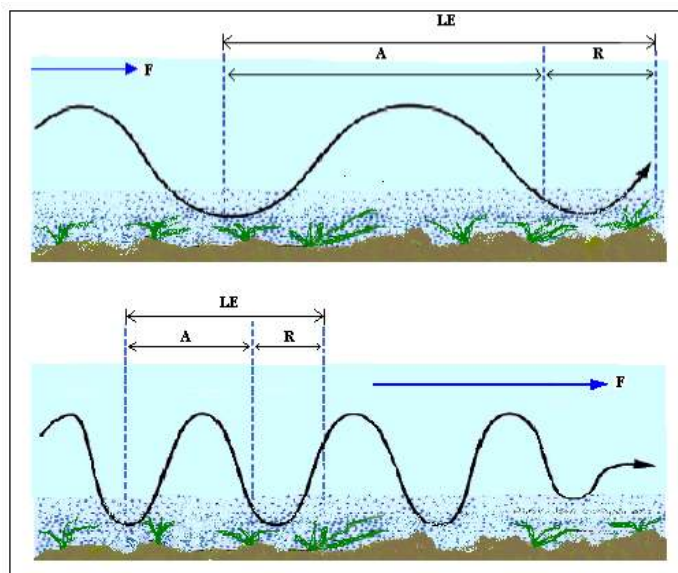
La temperatura es otro factor fluctuante dado por: latitud, grado de insolación, composición del sustrato, turbiedad, aportes freáticos o pluviales, viento y cubierta vegetal lo que se acentúa en aguas con menor profundidad. Los ríos por su turbulencia en general se mantienen bien mezclados pero puede producirse una gradualidad de temperaturas entre el agua localizada en el borde y el centro del canal

fluvial en una misma zona. En las zonas templadas los ríos pueden helarse en latitudes y altitudes más altas. Es importante la mantención del flujo de agua, en las pozas con flujo mínimo, pues pueden llegar a la anoxia por efecto de descomposición de la materia orgánica, por el aumento de temperatura y consumo de oxígeno por parte de la biota.

El oxígeno disuelto es uno de los principales factores que influyen en la distribución de algunos organismos, lo que depende de la dinámica física del cuerpo de agua, vegetación, localidad en el río, desarrollo de la zona litoral, profundidad, entre otros. En las pozas con un flujo mínimo pueden llegar a la desoxigenación total por efecto de descomposición de la materia orgánica, por el aumento de temperatura y consumo de oxígeno por parte de la biota. En general los ríos por turbulencia se mantienen bien mezclados. La acción de los vientos mantiene las masas de agua bien oxigenadas, lo que se favorecen localidades de altas pendientes. También se presentan variaciones a lo largo del día según la zona. En pozas por ejemplo con actividad fotosintética, la concentración de oxígeno aumenta en el día y disminuye en la noche por demanda bioquímica del mismo oxígeno, causada en parte por limo y sólidos orgánicos suspendidos. Esto puede alterarse por agentes contaminantes lo cual se puede reflejar en una disminución del oxígeno disuelto.

Figura 6. **Espiral de nutrientes.**

LE, longitud de la espiral; F, flujo; A, asimilación; R reciclado.



Fuente: Simth & Simth, 2001.

El ciclo de nutrientes puede darse en una misma zona como también a lo largo de un tramo fluvial y ser transportados espacialmente. De acuerdo con Newbold et al. (1981), la eficiencia del uso de nutrientes en un sistema fluvial, depende de tres procesos: reciclado, retención y transporte aguas abajo, representado bajo un modelo de “espiral de nutrientes” (Smith & Smith, 2001). Los componentes del modelo son: el agua con el átomo disuelto (F); la fase consumidor, con el átomo incorporado a una materia viva (A) y la fase particulada con átomo sedimentando. La distancia que toma entre una vuelta al agua y la siguiente, es la longitud de la espiral (LE), (Fig.6).

Cuánto más corta es la longitud de la espiral, más eficiente el uso de nutrientes, puesto que estos se utilizan con una mayor frecuencia en una longitud determinada de la corriente. Los consumidores de microorganismos contienen los nutrientes y los invertebrados que los consumen, influyen la longitud de la espiral, acelerando la devolución de nutrientes al agua, los colectores que se alimentan de microorganismos acortan la espiral mientras que los herbívoros alargan la espiral. Los procesos biológicos van así disminuyendo el tamaño de partículas y aumentando la concentración de las sustancias disueltas río abajo.

### **1.3. ESTADO Y DESAFÍO DEL RECURSO HÍDRICO EN CHILE**

El país enfrenta básicamente tres desafíos dados temas: la demanda, la variabilidad climática y el tema ambiental.

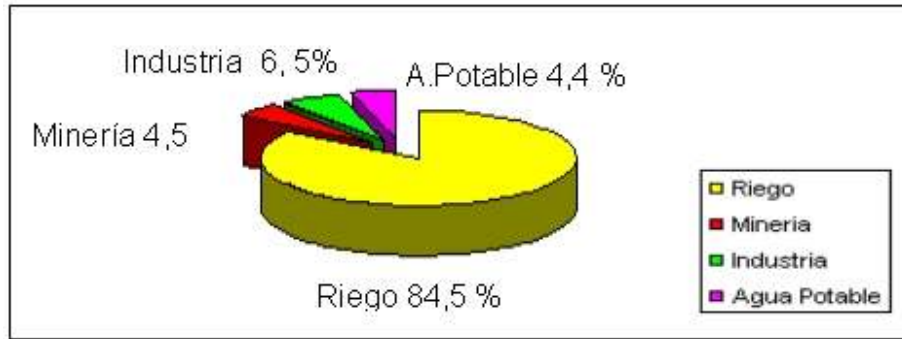
#### **1.3.1. La demanda:**

Desde 1990, Chile ha experimentado un crecimiento económico rápido, diversificado y liderado por las exportaciones, con un incremento del 108% del PIB, basado principalmente en recursos naturales (cobre, pesqueras, fruticultura, celulosa) donde los principales socios son EE.UU. 15,6%, Japón 10,5%, China 8,6%, Holanda 6,7%, Corea Del Sur 5,9%, Brasil 4,8%, Francia 4,2 %. Chile ha firmado diversos tratados internacionales (EE.UU, Asia Pacífico, Europa), y los sectores de mayor auge han sido la minería, la silvicultura y la acuicultura. La gran demanda ha impactado los ríos, los caudales se han reducido con graves consecuencias para los usuarios y para los ecosistemas, como por ejemplo: sobre explotación de acuíferos a tasas superiores a las de reposición natural, problemas de contaminación y degradación de la calidad de las aguas.

Las dificultades de acceso al recurso para satisfacer necesidades básicas de un alto porcentaje de la población son desafíos que requieren ser urgentemente planificados, considerando que ya la disponibilidad de agua para el abastecimiento de los usos actuales está comprometido (DGA, 1999).

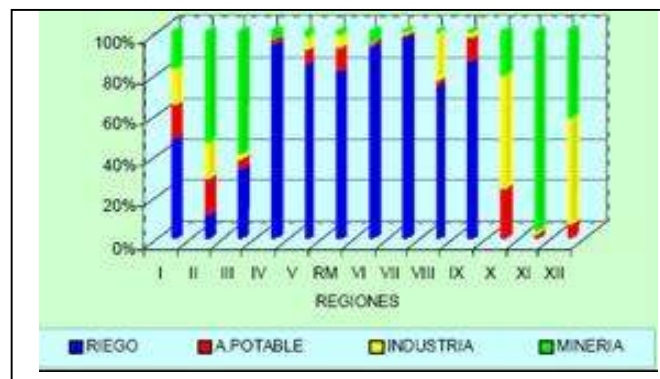
El uso del agua a nivel nacional es del orden de 2.300 m<sup>3</sup>/s., de los cuales un 30% corresponde a usos consuntivos; el 70% restante corresponde a usos no consuntivos, los que son principalmente destinados a hidroeléctricas. El uso del agua en el país para fines consuntivos alcanza un valor aproximado de 650 m<sup>3</sup>/s de caudal continuo, entre los cuales el riego representa el 84.5%, el uso doméstico equivale al 4.4% y los usos mineros e industriales representan el 11% (Fig. 7 y 8).

Figura 7. Uso consuntivo recurso hídrico, Chile.



Fuente: DGA, 1999

Figura 8. Demanda de uso consuntivo en Chile, nivel regional.



Fuente: DGA, 1999

Las estimaciones futuras, al año 2015 (Tabla 1), consideran un fuerte incremento del uso hidroeléctrico, y dentro de los usos consuntivos un importante crecimiento relativo de los usos domésticos, industrial y minero.

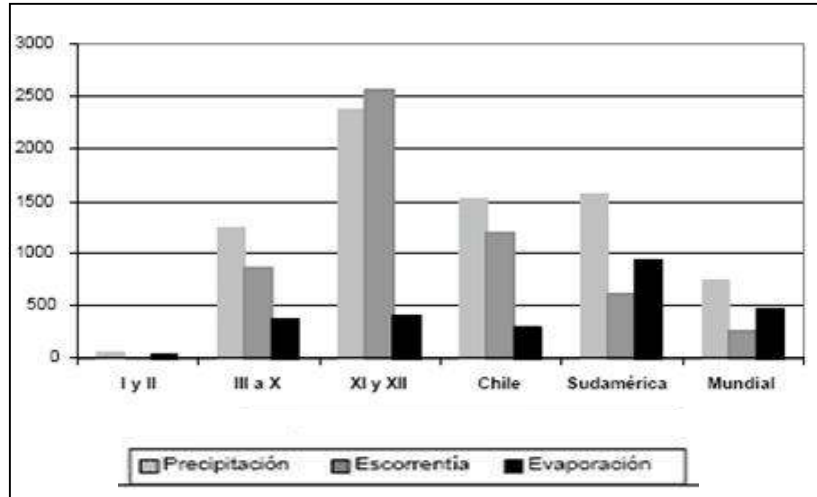
Tabla 1. Uso del recurso actual y futuro, (m<sup>3</sup>/s).

Actividad	Situación Actual	Situación Futura	
	2005	2015	2030
Agricultura	527	551	560
Agua Potable	38	43	55
Industria	82	116	221
Minería	51	40	64
Hidroenergía	3897	8451	8452

Fuente: DGA, 2005.

Se indica el balance hídrico, con valores medios de precipitación, escorrentía y evaporación, se observa un gradiente de norte a sur en la disponibilidad del recurso (Fig. 9).

Figura 9: Balance hídrico en Chile.



Fuente: DGA, 1999.

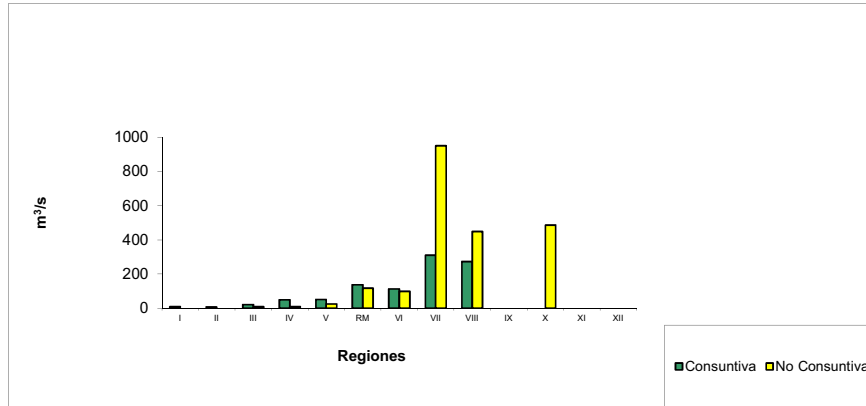
La precipitación media nacional (1.522 mm/año) es sustancialmente mayor al promedio mundial (746 mm/año) y muy similar al de Sudamérica. (1.564 mm/año), con una gran variación a lo largo del país. En el caso de la I y II Región (59 mm/año) y entre la III a X Región (1.246 mm/año) y XI y XII Región de (2.963 mm/año). La escorrentía generada en régimen natural se estima en 29.411 (m<sup>3</sup>/s), de los cuales 20.260 (m<sup>3</sup>/s), corresponden a la XI y XII Región y 9.130 (m<sup>3</sup>/s), a la zona comprendida entre la III y IX Región. Las pérdidas totales por evaporación y evapotranspiración estimadas (311 mm/año) parecen pequeñas debido a las condiciones de clima templado o frío que predomina en el país. La evaporación desde salares y lagos en las regiones I, II y III del norte del país es muy importante; en términos que su caudal es comparable, e incluso superior, a la escorrentía.

La disponibilidad de agua por habitante desde la Región Metropolitana al norte es inferior a 1.000 m<sup>3</sup>/hab/año, e inclusive alcanza a 500 (m<sup>3</sup>//hab/año), umbrales considerados internacionalmente como altamente restrictivos para el desarrollo económico de los países. En el Norte del país las demandas superan el caudal disponible, situación que se explica por el reusó reiterado de los recursos de agua a lo largo del curso de los valles (hasta 4 veces).



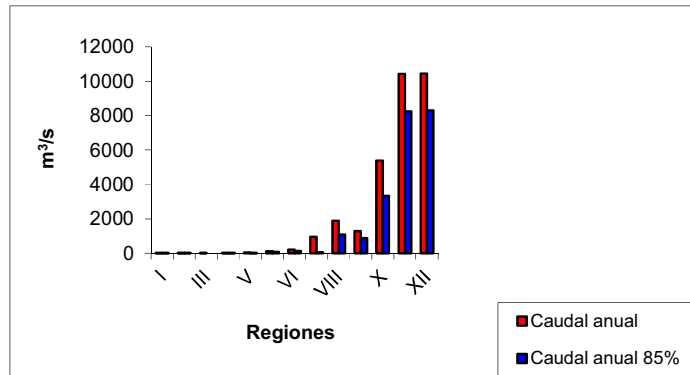
El recurso es escaso en la zona Norte–Centro de Chile dado por la relación demanda/disponibilidad, la demanda supera ampliamente las disponibilidades desde la I a la XI regiones (Fig. 10 y 11). Así se presenta un desajuste entre la distribución de la oferta hídrica y las necesidades, siendo imprescindible compatibilizar los procesos de desarrollo con los de protección del recurso.

Figura 10. Demanda de agua a nivel regional en Chile.



Fuente: DGA, 1999.

Figura 11. Disponibilidad de agua a nivel regional en Chile.



Fuente: DGA, 1999.

La relación demanda/disponibilidad es más favorable entre la VI y la IX región y, finalmente, de la X región al sur la disponibilidad supera ampliamente las demandas. En el futuro, este escenario restrictivo se acentuará debido a los nuevos requerimientos. La DGA ha efectuado una proyección de las demandas para el período de 25 años (1992-2017), estimó que los requerimientos para los usos domésticos, mineros e industriales aproximadamente se duplicarán. El uso agrícola del agua puede crecer en aproximadamente un 20%, y se espera un crecimiento de hasta 10 veces para los usos hidroeléctricos.

### 1.3.1.1. Caudales

Tabla 2. Caudales en sistemas hídricos, (m<sup>3</sup>/s).

Ranking	Región	Nombre del Río	Caudal Medio m <sup>3</sup> /seg
	<b>Total</b>		<b>7934,27</b>
1	XI de Aisén del Gral. Carlos Ibáñez del C.	Baker	875
<b>2</b>	<b><u>XIV de Los Ríos</u></b>	<b><u>Valdivia</u></b>	<b>687</b>
3	X de Los Lagos	Puelo	670
4	XI de Aisén del Gral. Carlos Ibáñez del C.	Pascua	574
<b>5</b>	<b><u>XIV de Los Ríos</u></b>	<b><u>Bueno</u></b>	<b>570</b>
6	XI de Aisén del Gral. Carlos Ibáñez del C.	Aisén	513
7	IX de la Araucanía	Toltén	476
<b>8</b>	<b><u>XIV de Los Ríos</u></b>	<b><u>Calle calle</u></b>	<b>398</b>
9	XII de Magallanes y la Antártica Chilena	Serrano	379
10	X de Los Lagos	Yelcho	363
11	VIII del Bio Bío	Biobío	353
12	XI de Aisén del Gral. Carlos Ibáñez del C.	Cisnes	240
13	IX de la Araucanía	Imperial	190
14	VIII del Bio Bío	Laja	173
15	VI del Libertador Gral. Bernardo O'Higgins	Rapel	162
16	VII del Maule	Maule	157
17	X de Los Lagos	Palena	130
18	IX de la Araucanía	Cautín	116
19	VIII del Bio Bío	Ñuble	106
20	VII del Maule	Loncomilla	103
21	Metropolitana de Santiago	Maipo	98,8
22	VII del Maule	Mataquito	97,1
<b>23</b>	<b><u>XIV de Los Ríos</u></b>	<b><u>Cruces</u></b>	<b>87,2</b>
24	X de Los Lagos	Mauilín	73
25	VIII del Bio Bío	Itata	50,9
26	XI de Aisén del Gral. Carlos Ibáñez del C.	Simpson	47,2
27	VII del Maule	Teno	47
28	VII del Maule	Longaví	44,1
29	VI del Libertador Gral. Bernardo O'Higgins	Cachapoal	30,1
30	XI de Aisén del Gral. Carlos Ibáñez del C.	Bravo	30
31	V de Valparaíso	Aconcagua	24,7

32	VII del Maule	Claro	16,4
33	IV de Coquimbo	Elqui	13
34	IV de Coquimbo	Limarí	11,1
35	III de Atacama	Huasco	10
36	IV de Coquimbo	Choapa	7,3
37	Metropolitana de Santiago	Mapocho	4,5
38	III de Atacama	Copiapó	2,39
39	I de Tarapacá	Lluta	1,56
40	V de Valparaíso	La Ligua	1,1
41	I de Tarapacá	San José	0,84
42	V de Valparaíso	Petorca	0,63
43	II de Antofagasta	Loa	0,35
44	V de Valparaíso	Petorca	0,63
45	II de Antofagasta	Loa	0,35

Fuente: Dirección General de Aguas (DGA), 2003.

El clima con sus elementos más importantes –temperaturas, precipitaciones y vientos- son determinantes en el comportamiento hidrológico de los escurrimientos superficiales. Se ha presentado una alta variabilidad en los caudales que ha determinado la localización de las actividades y de la población, la que expresada en términos de caudal específico (L/s/Km<sup>2</sup>) muestra un crecimiento latitudinal a partir de la III Región (río Copiapó), a lo largo del país. Para distintas cuencas se muestran los caudales medios disponibles y los sobrantes que alcanzan el océano de mayor a menor (Tabla 2).

Según la tabla 2, las cuencas ubicadas desde el río Elqui al norte presentan caudales muy reducidos. Situación que se agrava en situaciones de sequías, donde los caudales sobrantes se hacen prácticamente nulos hasta la cuenca del río Rapel. A esto se suma que en la zona del Norte Grande (ríos Lluta y Loa) las condiciones de mala calidad del agua limitan su mayor aprovechamiento. En la zona central el aporte pluvial invernal es mayor que en la zona Norte, más al sur incrementa la pluviosidad generando caudales salientes o sobrantes. Considerando la intensidad de uso a través de la razón (población/caudal afluente) se advierte que desde la Región Metropolitana al norte los valores resultan significativamente elevados, incluso al compararlos con

países desarrollados como España y Francia. Al considerar la superficie de riego por unidad de caudal también presenta valores elevados.

### **1.3.1.2. *Protección y conservación del recurso***

Uno de los requerimientos para la protección del recurso es la implementación del “caudal ecológico” que es el caudal mínimo de agua que se requiere conservar en el cauce natural de forma de asegurar la supervivencia de los diversos componentes y funciones de los ecosistemas acuáticos. En Chile se ha argumentado que no existe una recopilación sistemática de antecedentes para su aplicación y que por ahora sólo es factible la utilización de metodologías con base hidrológica, sin embargo se han establecido estudios bajo financiamiento DGA con propuestas metodológicas para su cálculo y el Ministerio de Medio Ambiente está finalizando la elaboración de una Guía, para dar cumplimiento a su cálculo para los Estudios de Evaluación Ambiental, para el Servicio de Evaluación Ambiental (SEA).

En Estados Unidos y Europa se comenzó a usar para la preservación de los ecosistemas dulceacuícolas, un caudal que fluctuó alrededor del 10 por ciento del caudal medio original del río, pero Chile presenta una alta variabilidad de caudal a nivel anual e interanual, con zonas áridas, semiáridas y subhúmedas. La constitución de derechos de aguas señala, el criterio de considerar la mantención de un flujo en los cauces que equivale al 10% del caudal medio pasante, lo que en la práctica es aplicable en cauces de la IX región al Sur. Para la VIII Región se considera una fracción menor del 10 por ciento como reserva de caudal ecológico, para el caso de ríos donde los derechos de aprovechamiento aún no han sido totalmente asignados, o cuando se trata de derechos no consuntivos. En la Zona Central, este criterio se aplica sólo para los cursos inferiores de los principales ríos. De la VIII Región al norte, los derechos de agua ya concedidos no pueden asegurar un caudal mínimo por razones ecológicas; los usuarios del agua tienen total derecho sobre sus aguas, ya que los derechos de aprovechamiento se concedieron antes de incorporar el criterio de caudal ecológico.

La determinación de caudales ecológicos se hace más compleja al tener en cuenta los distintos requerimientos de la biota acuática, en sus diferentes etapas de desarrollo, y la falta de conocimiento en este tema en el país. Se prevé que los conflictos por consideraciones de conservación ecológica se acentúen, como

consecuencia de una mayor demanda por el recurso hídrico producto del crecimiento económico y demográfico, ya que para el caso de ciertos cauces, el volumen de agua que representan los derechos concedidos excedería los caudales disponibles. En la zona central del país el uso del recurso es altamente intensivo, produciendo en muchos casos situaciones de secado de los cauces en época de verano (DGA, 2002).

La Dirección General de Aguas, DGA es el organismo especializado que determina los valores de caudal ecológico, a partir de los antecedentes disponibles y sus criterios técnicos. Este concepto se aplica a la constitución para los nuevos derechos de aguas, puesto que los ya concedidos poseen un alto nivel de protección jurídica en el marco legal chileno, por ser de propiedad privada.

En el corto plazo según los caudales observados en el año 2008, a partir de las precipitaciones y nieve acumulada los ríos presentaron caudales menores a los de años normales, no alcanzando una situación de sequía, mientras que la situación hidrológica general, a partir de los recursos almacenados en los principales embalses del país, permitirían asegurar un abastecimiento hidroeléctrico continuo ([www.dga.cl](http://www.dga.cl)), sin embargo el futuro adelanta años de sequía considerando el cambio climático.

Tabla 3. Índices de utilización del recurso hídrico.

Región	Cuenca	Índice Intensidad	
		Población (hab/l/s)	Riego (Há/l/s)
I	Río San José	97	2,67
II	Río Loa	118	0,51
III	Río Copiapó	29	2,73
	Río Huasco	17	1,94
IV	Río Elqui	28	1,86
	Río Limarí	8	2,72
	Río Choapa	4	1,18
V	Río Aconcagua	28	1,50
Región Metropolitana	Río Maipo	38	1,72
VI	Río Rapel	5	1,08
VII	Río Mataquito	1,4	0,50
	Río Maule	2,0	1,11
VIII	Río Itata	1,6	0,40
	Río Bio Bio	2,0	0,30
Otros Países	Francia	7,2	0,12
	España	9,4	0,73

Fuente: Peña, en DGA 2003.

### 1.3.2. La variabilidad climática

Las predicciones respecto al efecto del cambio climático se realizó bajo diferentes modelaciones con el modelo PRECIS, para describir el desafío para la gestión del recurso, por la incertidumbre en relación con su disponibilidad futura. El escenario más severo para predecir las consecuencias del cambio climático fue bajo el escenario "A2", en términos de crecimiento económico rápido, con una población mundial que alcanza un máximo a mediados de siglo para descender posteriormente, y una rápida disponibilidad de tecnologías más eficientes. También se supone una creciente convergencia entre las distintas regiones del mundo, con intensas interacciones culturales y sociales, y reducción substancial de diferencias en la renta per cápita. Otro escenario menos severo fue "B2", este describe una situación con un predominio de soluciones locales frente a los problemas de sostenibilidad. La población mundial aumenta de modo continuo, pero a un ritmo inferior al del escenario "A2", con niveles intermedios de desarrollo económico y un cambio tecnológico más lento y diversificado (IPCC, 2007).

Frente a estos dos escenarios A2 y B2 y considerando que gran parte del país se ubica en una zona de transición climática, esto podría presentar una especial sensibilidad a un cambio climático global. Ciudades como La Serena han presentado los últimos 30 años precipitaciones menos de la mitad de lo observado a principios de siglo (DGA, 1999).

En términos generales del informe IPCC se desprende que las precipitaciones en las cumbres andinas tenderían a disminuir, particularmente en latitudes medias y en las estaciones de verano y otoño. En el peor escenario A2 durante el verano la precipitación sobre ciertos sectores de Chile centro-sur (VIII-X región) se reduce a la mitad e incluso a un cuarto del valor actual. Sobre el sector altiplánico chileno se determina un aumento de precipitaciones en primavera y verano, siendo más significativo el de primavera para la I región bajo el peor escenario A2 y se extiende hacia la II Región bajo el escenario menos extremo B2. En el Norte Chico entre los 20 s. y 33 °S se espera un incremento de las precipitaciones bajo el escenario B2 en otoño, y en invierno se espera que afecte solo a la región andina con mayor énfasis en la parte central del norte. En la zona central (IV-VII región) las precipitaciones deberían disminuir bajo ambos escenarios A2 y B2, excepto para la estación de otoño a latitudes inferiores a 33°S. En la región Sur durante el verano disminuiría la pluviosidad en el orden del 40% y en un 25 % en primavera. Para la región Austral se presentan pérdidas estivales de un 25%, normalizándose hacia el invierno con un leve aumento en el extremo sur que prevalece todo el año.

Chile es un país con escasa superficie plana y el modelo PRECIS no es muy apto para este tipo de topografía, los valles angostos bajo este modelo son pobremente representados. El modelo en su salida sobrestima las precipitaciones en los lugares de altura, pero los ciclos anuales son bien replicados (CONAMA, 2006).

En general el clima hacia finales del siglo XXI se ve afectado por cambios en las temperaturas y en las precipitaciones. El alza de la isoterma 0 °C para el período 2065 varía de 300 m.s.n.m. a 500 m.s.n.m., esto reduce la capacidad de almacenar nieve en el área andina a lo largo del año, aumentando la superficie de las cuencas hidrológicas aportantes a las crecidas de ríos con cabecera andina. En la región cordillerana comprendida entre las latitudes 30 °S y 40°S, que corresponde a las regiones de mayor productividad del país en la parte silvo-agro-pecuario y donde además se ubica la generación hidroeléctrica del sistema interconectado, habrá reducciones del área comprendida dentro de la isoterma de 0°C en todas las estaciones del año, pérdida muy significativa durante los primeros cuatro meses del año. En la estación invernal todo el territorio nacional comprendido entre 30°S y 40°S baja sus precipitaciones, extendiéndose al período estival por todo el territorio comprendido entre 38 °S y 50°S. Entre las latitudes 30 ° S y 35° S la línea de nieve se localiza próxima a una altura de 3000 m.s.n.m. y si asciende 400 m.s.n.m. el terreno que queda por encima de ella se reduce en un 23%, esto es, se pierden unos 5000

Km<sup>2</sup> de superficie capaz de retener la nieve depositada en los meses invernales para la estación cálida (CONAMA, 2006).

En Chile se espera un descenso en 4 cauces importantes, por el sistema WEAP, que realiza una modelación del comportamiento de los ríos según proyecciones esperables de precipitación y temperatura. En el Río Illapel (IV Región) se produciría una baja de un 12 % entre los años 2011-2040 y de un 35 % entre los años 2070-2098. Para el Río Aconcagua la baja sería entre 7,5 % para los años 2011-2040 y de un 34,4 % a fines siglo XXI. Para el Río Teno se espera una disminución de 4 % para los años 2011-2040 y de un 26 % a futuro, y para el Río Cautín se espera la baja entre 10 % y 25,4 %. Así el descenso de los cauces es menor por las variaciones en el clima de los ríos localizados más al sur del país. Hoy en día se están realizando estudios junto al PNUD para analizar la infraestructura y recursos hídricos, con el fin de determinar las inversiones a realizarse ante el cambio climático para las próximas décadas.

### **1.3.3. Temática ambiental**

La gestión del recurso hídrico queda condicionada por dos temas ambientales relacionados con las tasas de crecimiento económico y de calidad de vida de los habitantes. Esto involucra la protección de los ecosistemas y de los valores paisajísticos y turísticos asociados. Los principales problemas de deterioro del recurso están dados porque históricamente los ríos han sido receptores de aguas servidas domésticas, vertimiento de efluentes mineros y residuos industriales líquidos (riles), esto ha generado un gran pasivo ambiental, antes de la entrada en vigencia de la Ley de Base de Medio Ambiente (1994).

De la I a la VI región, existe gran importancia por contaminación debido a descargas por minería y residuos industriales líquidos (riles), lo cual coincide con regiones donde los caudales disponibles para dilución son nulos o muy pequeños. Actualmente para las grandes explotaciones mineras ha habido un mejoramiento en el manejo del agua por un reuso de estas en las faenas y un control más estricto de los efluentes, además de contar con normas para el control de actividades industriales. Sin embargo aún persiste el problema para las regiones señaladas por la pequeña minería y artesanal, por las malas prácticas de sus procedimientos y disposición de residuos. Este sector posee numerosos depósitos de residuos minerales con un bajo



nivel tecnológico, y de acuerdo a las evaluaciones del SERNAGEOMIN significan un riesgo ambiental.

La minería ha generado una serie de conflictos ambientales. En la zona Norte en territorios de SNASPE (Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas) por uso de agua para riego (Parque Nacional Lauca) y por expansión de su actividad. Problemas por derechos de agua entre comunidades indígenas, autoridades y empresas del sector minero, disminución del nivel freático (Pampa del Tamarugal), desecamiento de bofedales, baja en el nivel de los pozos ubicados en salares (Coposa), parte de la contaminación del río Loa. Conflictos por uso de glaciares, y con comunidades agrícolas por ejemplo en el río Choapa. En la zona Central los conflictos han sido con las Juntas de Vigilancia, como la División Andina y Minera Los Bronces.

La actividad agrícola acentúa el problema de contaminación de las aguas por un uso ineficiente del agua para regadío, con altas tasas de pérdida y uso de aguas servidas, presencia de fungicidas, pesticidas y fertilizantes en los escurrimientos superficiales, en especial por nitratos en las áreas de la VI región al norte, generando eutrofización de las aguas, pérdida de la capacidad de infiltración, y de escurrimiento superficial hacia las napas freáticas por impermeabilización dada la expansión urbana, lixiviación de sales del suelo, inadecuada gestión en el manejo de la apertura de represas, entre otros. En Chile en el año 1999 se trataba el 20% de las aguas servidas, aumentando sustancialmente en los últimos años, alcanzando un nivel de cobertura cercano al 83% respecto a la población urbana nacional, lo cual ha posibilitado paulatinamente la descontaminación de los cursos de aguas superficiales y marítimos.

La industria forestal también ha significado deterioro del recurso, un ejemplo la de celulosa, la cual ha afectado los ríos Mataquito, Maule, Itata, Bío Bío, cuenca del río Valdivia – Santuario Río Cruces.

La Superintendencia de Servicios Sanitarios SISS, de acuerdo a las atribuciones legales y fiscalizadoras, le corresponde velar porque la operación de las Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas (PTAS) se efectúe de acuerdo a la normativa vigente. Según el catastro de la SISS, hay una mayor concentración de Riles en 3 zonas principales: Región Metropolitana, Valparaíso- Viña del Mar y la VIII Región. En el Sur el desarrollo de acuicultura no sostenible en ríos y lagos ha generado procesos de eutrofización, lo que ha mermado la fauna íctica nativa y

degradado los ecosistemas. Otro tema ha sido el desarrollo potencial de la actividad hidroeléctrica en cuencas prístinas, con alto potencial energético y turístico.

La gestión del recurso hídrico, en general, ha estado basada en una óptica sectorial, y fragmentada de los recursos naturales, faltando la formulación de políticas y planes de conservación de la naturaleza considerando sus usos múltiples. Ha faltado una coordinación en la implementación de políticas sectoriales, planes y programas de inversión e infraestructura necesarias para su desarrollo.

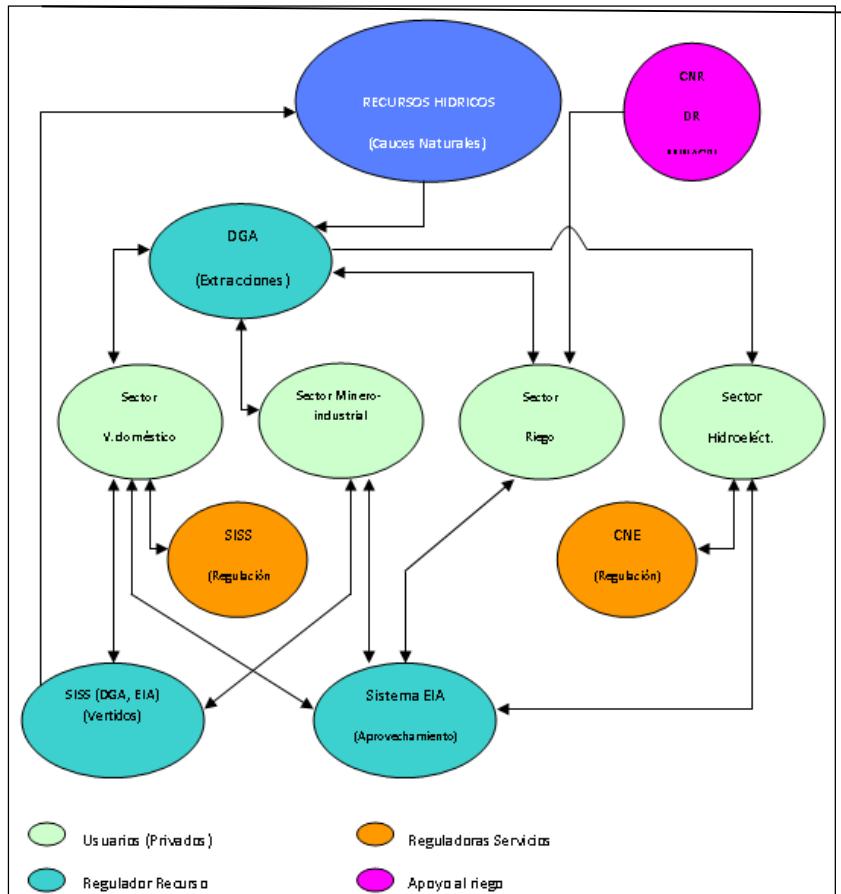
#### **1.4. SITUACIÓN JURÍDICO-INSTITUCIONAL**

La gestión de los recursos hídricos responde al marco jurídico-institucional establecido, las formas de materializar la gestión y aprovechamiento del recurso dependen del rol asignado al Estado y a los individuos (Figura 12). En este marco los principales elementos a considerar son: las aguas son bienes nacionales de uso público; su dominio pertenece a la nación; se pueden conceder a los particulares el derecho de aprovechamiento. Esto significa que el titular puede usar, gozar y disponer de él, como cualquier bien privado con protección jurídica similar; es un derecho real, constituye un bien principal transferible, lo cual enfatiza en la dimensión económica del recurso que responde a la condición de un bien escaso en parte del territorio. El Estado desempeña un rol subsidiario en el sentido que orienta su acción a las tareas normativas y reguladoras, debe promover la equidad social, y fomentar el desarrollo en áreas que los privados no lo pueden asumir. El rol del sector público en la gestión y aprovechamiento del recurso consiste en: investigar, medir los recursos hídricos y generar las bases de datos, regular su uso y los servicios asociados (agua potable, hidroelectricidad), y promover las condiciones para un desarrollo económicamente eficiente; conservar y proteger los recursos hídricos, mediante el sistema de evaluación de impacto ambiental y la normativa relacionada; apoyar la satisfacción de los requerimientos básicos de los sectores más pobres de la población; promover, gestionar y, en la medida que existen beneficios sociales, apoyar el financiamiento de obras de riego y de obras hidráulicas que no sean asumidas por los privados.

El rol del sector privado es estudiar, financiar, decidir y materializar los proyectos de desarrollo o inversión asociados al agua, donde los derechos de aprovechamiento, son parte de su activo patrimonial o comercial y el agua, es un

insumo dentro de la actividad productiva. Distribuye los recursos de acuerdo a los derechos de cada cual, mantiene las obras de aprovechamiento vía organizaciones de usuarios, tales como juntas de vigilancia, asociaciones de canalistas, comunidades de aguas u otras formas de organización. En Chile la institucionalidad estatal, se concentra en una sola institución, con las funciones de medición, investigación y de administración de recursos hídricos que competen al Estado. Se pretende orientar la evaluación del recurso hacia las necesidades más urgentes en la toma de decisiones por parte de la autoridad y de los usuarios, y las tareas de regulación independiente. Actualmente bajo la creación del Ministerio de Medio Ambiente se facilita la coordinación intersectorial en pro de una mejor gestión hídrica.

Figura 12. Institucionalidad hídrica en Chile.



Fuente: Dirección General de Aguas, 1999.

CNR (Comisión Nacional de Riego), MINAGRI (Ministerio de Agricultura), SISS (Superintendencia de Servicios Sanitarios), CNE (Comisión Nacional de Energía), EIA (Evaluación de Impacto Ambiental).

Se menciona en diversas discusiones que la estructura institucional del Estado debe otorgar un marco multisectorial e integral al tema ambiental relativo a los recursos hídricos, dar señales claras a los usuarios del recurso hídrico, públicos y privados, prestadores de servicios y usuarios en relación a la escasez del agua y su valor económico y garantizar el desarrollo económicamente eficiente de los aprovechamientos sectoriales.

La ley 20417/2010, 26 de Enero creó el Ministerio de Medio Ambiente, el Servicio de Evaluación Ambiental y la Superintendencia del Medio Ambiente, introdujo modificaciones a la ley de Bases del Medio Ambiente (ley N° 19.300/1994), que regula el medio ambiente en el país. La ley 19300 posee como uno de los objetivos el salvaguardar el daño ambiental, y los recursos naturales renovables. Como instrumento preventivo en esta ley, está el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental, para la protección del recurso, creado con el fin de prevenir, mitigar, restaurar y compensar los impactos provocados por los proyectos y actividades más relevantes. La ley 20417/2010 introduce modificaciones a la Ley 19300/1994, que permiten subsanar algunas debilidades del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental y resolver los problemas de coordinación entre las competencias sectoriales de los diversos órganos con atribuciones en materia ambiental.

La DGA debe velar por la protección y conservación de los recursos hídricos. Así por ley fija los valores de las concentraciones y períodos máximos o mínimos permisibles de elementos, compuestos, sustancias, derivados químicos o biológicos, energías, radiaciones, vibraciones, ruidos o combinación de ellos, cuya presencia o carencia en el ambiente puedan constituir un riesgo para la vida o salud de la población, o la protección o la conservación del medio ambiente, o la preservación de la naturaleza, con el objetivo de colaborar en el proceso de determinación de las normas primarias y secundarias de calidad ambiental. También define la capacidad de dilución del cuerpo receptor de los residuos líquidos, la calidad natural o basal, considerando el no establecer restricciones más exigentes que la calidad natural de dicho cuerpo. Algunos cuerpos y cursos de agua en el país presentan deterioros en términos de la diversidad biológica y/o el valor escénico y turístico asociado, causado

en parte por falta de sustentabilidad ambiental asociada al recurso y criterio ambiental en la asignación de los derechos de agua antes de la vigencia de la Ley 19.300.

#### **1.4.1. Gestión y planificación del recurso**

En el país se ha avanzado parceladamente hacia una gestión integrada de cuencas, representado en los procesos de saneamiento y descontaminación de estas. En este sistema se interrelacionan por naturaleza los aspectos físicos, químicos y biológicos. Sin embargo en sus aspectos sociales, económicos, políticos y administrativos están accionando en forma fragmentada y dispersa dificultando el desarrollo de un modelo que promueva una integración, como debería funcionar. Así es como se requiere compatibilizar la oferta y la demanda, las aguas superficiales y subterráneas, la calidad y cantidad de agua, suelo y vegetación, la variabilidad espacial, las externalidades de aprovechamiento, los usos múltiples, el tema ambiental, manejo de cauces y control de inundaciones, (Peña, en DGA 2003).

Respecto a la calidad de las aguas en los programas de inversión, las empresas sanitarias han establecido un cronograma para construir sistemas de tratamiento, con tendencia a completar en un 100% de cobertura. Las industrias asociadas a la cuenca ya deberían contar con un sistema de tratamiento para sus residuos líquidos y controlar las fuentes difusas. Actualmente los efluentes relacionados con las normas de emisión deben ser controlados a través de la vigencia del *D.S. N° 90/2000*, *D.S. N° 609/98*, *D.S. N° 46/02* relacionados con la descarga de residuos industriales líquidos a aguas marinas y continentales superficiales, a sistemas de alcantarillado y aguas subterráneas respectivamente.

El desarrollo de las actividades productivas ha provocado mayores presiones sobre la disponibilidad y calidad del recurso agua, aspecto relevante dado el crecimiento de nuestra economía, fuertemente centrada en el uso de recursos naturales, con una mayor demanda futura por el consumo de agua. Por lo que es necesario avanzar en la racionalización y eficiencia en la gestión del agua, así como en la preservación de los sistemas naturales.

En el país se han aprobado iniciativas tales como la Estrategia Nacional de Gestión Integrada de Cuencas Hidrográficas (CONAMA, 2008), y es esperable que la tendencia sea a implementar una gestión ambiental integrada de cuenca, cuyo propósito es posicionar a ésta como la base territorial de la gestión ambiental en el

país. La cuenca se refiere al espacio geográfico por excelencia, que integra y relaciona los sistemas naturales, productivos, sociales y económicos, considerando las aguas superficiales y subterráneas. Chile posee las características hidrológicas y geográficas adecuadas para determinar a la cuenca como la unidad de gestión, por sus dinámicas particulares que definen interacciones, coherencia ecosistémica e impactos ambientales característicos derivados del uso o explotación del agua.

En general la ciudadanía está desconforme con la política de recursos hídricos en Chile, porque considera que el control del recurso lo posee el sector privado, prioriza el uso industrial y productivo por sobre los derechos de subsistencia local y mantención de los ecosistemas (Matus *et al.*, 2004). Ultimamente se han generado iniciativas donde mencionan la importancia de proteger a los ecosistemas acuáticos y las comunidades que lo conforman (Anteproyecto ley, 20417; Anteproyecto NSCA para la cuenca del Río Limarí, 2007).

La legislación actual sólo regula las organizaciones de usuarios tradicionales, como las comunidades de aguas, las asociaciones de canalistas y las Juntas de Vigilancia. Las aguas se distribuyen entre los titulares de derechos de agua y operación de las obras de aprovechamiento común. Problemas tales como sequías, contaminación y erosión, carecen de una institucionalidad capaz de responder eficazmente a los desafíos que ellos representan. Parte de los problemas ambientales y de uso del territorio de las cuencas hidrográficas, se deben a la carencia de una visión de futuro por parte de los diferentes actores y a la escasa coordinación en la toma de decisiones y articulación de sus acciones.

Es necesario contar con una visión integrada dada la presión sobre el recurso. Se deben manifestar interacciones entre distintas respuestas y complejidades de cada cuenca generando retroalimentaciones con una visión de conjunto, conservando la particularidad de cada una y de la situación a resolver. Las políticas orientadas hacia la oferta y la demanda, deben incorporar tres elementos: suplir las ineficiencias al proponer soluciones parciales y sectoriales; resolución de conflictos en torno al recurso que desencadenan ingobernabilidad; promover la visión global puesto que su carencia provoca disminución de oportunidades. Con esta visión se espera tomar decisiones informadas, e implementar acciones consensuadas para manejar efectivamente este capital natural. Esto debiera fomentar la participación social,

compartiendo responsabilidades y ejerciendo demandas para incluir temas de interés en la agenda política y el financiamiento de proyectos y roles de auditoría ambiental.

La gestión integral responde a un cambio cultural, de una mirada reduccionista y especializada con un énfasis en las estructuras a una mirada donde se promueve la participación, negociación y la gestión (DGA, 2003). En 1992 en el país dentro de la modificación del Código de Aguas se planteó el concepto de gestión integrada de cuencas, (Agenda ambiental, 2006-2010), recomendado por OCDE para mejorar el manejo del recurso hídrico y forestal y para proporcionar servicios ambientales (OCDE, 2005), también está explícito en acuerdos internacionales tales como Conferencia Internacional de las Naciones Unidas sobre Gestión Integrada de Recursos Hídricos, Tokio, Japón, 2004; Foro Mundial del Agua, México, 2006. En la conferencia de las Naciones Unidas se definió Gestión Integrada de Recursos Hídricos como “un marco conceptual y un proceso de implementación que coordina el manejo del agua y otros recursos naturales relacionados, con el objetivo de promover el desarrollo económico y social, y el mejoramiento del medio ambiente”.

Se considera el efecto integrado y acumulado de las inversiones en un territorio delimitado por razones naturales, con un compromiso gubernamental, mejorar capacidades de gobernabilidad y de compromisos compartidos entre los usuarios de los recursos naturales de la cuenca, sus habitantes, la sociedad civil y el Estado (Dourojeanni *et al.*, 2002), fortaleciendo un ordenamiento territorial, que aún no se aplica en el país. Busca mejorar la eficiencia y eficacia de las actuaciones de los distintos actores que pueden afectar el recurso hídrico, mejorando el involucramiento de la sociedad como apoyo a la toma de decisiones (Iturriaga, 2007).

#### **1.4.2 Principios de gestión integrada de cuencas**

##### **Principios gestión integrada (CEPAL, 2006)**

- Complementariedad y Gradualidad: los nuevos organismos que se creen deberán reforzar el rol de las instituciones públicas ya existentes, establecer sinergias de procesos gradualmente. Este proceso de gestión se condicionará al marco institucional vigente y a las competencias de los organismos existentes.
  
- Descentralización para crear nuevas capacidades de gestión sobre cuencas.
- Valoración de la diversidad natural y cultural del país diseñando instrumentos y generando acciones.

- Desarrollo Sustentable, se promoverá este modelo sobre los recursos hídricos, considerando el abastecimiento de agua potable un uso prioritario, la protección de los ecosistemas y las actividades productivas.
- Preventivo sobre externalidades ambientales no deseables, fomentando la complementación público privada para asegurar mayores niveles de coherencia en las acciones.
- Participación de la Sociedad y del Sector productivo en torno a las acciones que se realicen en las cuencas, promoviendo la información y consulta a los actores involucrado.

La implementación de un enfoque de este tipo es un proceso complejo en que se incorporará inicialmente la gestión integrada del recurso hídrico, tanto en calidad como cantidad, para luego contemplar la inclusión de otras materias las que se evaluarán en auditorías. Se integran aspectos relacionados con la disponibilidad y aprovechamiento del agua, los sistemas naturales en tanto son proveedores de servicios ambientales y los sistemas humanos, que determinan el uso del recurso, también la producción de residuos, la contaminación del agua y las externalidades debido a la explotación de recursos naturales.

El objetivo general de la estrategia es “proteger el recurso hídrico, tanto en calidad como en cantidad, para resguardar el consumo humano y armonizar objetivos de conservación de los ecosistemas con el aprovechamiento sustentable del recurso, por parte de las actividades económicas”.

Para esto se debe desarrollar una institucionalidad, reducir las presiones calidad y cantidad de los sectores productivos en zonas más críticas, fortalecer el rol de los usuarios de la cuenca generando condiciones para canalizar sus demandas, avanzar en la incorporación de consideraciones ambientales, estableciendo las bases para la aplicación de caudales mínimos ecológicos e indicadores biológicos sobre la calidad del agua. Se requiere mejorar la base de información y conocimientos sobre el manejo del agua, relaciones y dinámica de los ecosistemas; e implementar en forma gradual la Estrategia, en cuencas prioritarias, útiles como piloto (Iturriaga, 2007).



### **1.4.3. Elementos para la gestión integrada de cuencas**

Los elementos más importantes para una adecuada gestión de cuencas son los siguientes:

- Coordinación Intersectorial
- Fortalecimiento Sociedad Civil
- Fortalecimiento productivo sustentable
- Planificación Estratégica de la Cuenca
- Información Territorial para la toma de decisiones

#### **Implementación en tres etapas de acuerdo a la estrategia:**

- 1) diseño de un Sistema Nacional de Gestión Integrada de Cuencas Hidrográficas.
- 2) implementación piloto del sistema
- 3) implementación nacional en cuencas priorizadas.

Sus acciones deberán dirigirse a apoyar acciones tales como: asegurar las demandas de agua potable, fijar criterios para propuestas de regulaciones en cantidad y calidad de acuerdo a los requerimientos de los ecosistemas; fijar criterios de usos que ayuden a armonizar los objetivos de conservación de los ecosistemas con el uso sustentable del recurso por parte de las actividades productiva; protección ante eventos extremos; racionalizar la gestión del agua bajo un criterio de eficiencia, aprovechando las innovaciones técnicas dirigidas a incremento de su disponibilidad, adoptar un enfoque adaptativo en la gestión y planificación de las acciones, armonizar los intereses de desarrollo de la cuenca con los intereses de desarrollo regional y nacional, definir las directrices, fijar las orientaciones y prioridades para una gestión global y equilibrada del recurso agua y de los restantes recursos naturales.

Se ha discutido el crear instrumentos con el objetivo de coordinar los roles del sector público y el sector privado, respecto de la conveniencia del desarrollo de iniciativas de uso múltiple del recurso (Chile/DGA,1999), como por ejemplo los planes directores, incorporado en las modificaciones al Código de Aguas (DGA, 2005), esto para poder tener una visión de como debería desarrollarse la cuenca. Este organismo sería un instrumento de planificación indicativo, para contribuir a orientar y coordinar las decisiones públicas y privadas para maximizar la función económica, ambiental y social del agua. Se compone por todos los usuarios tales como el sector público, privado, la sociedad civil, ribereños, entre otros.

El Plan Director se define como un instrumento de planificación indicativa que contribuye a orientar y coordinar las decisiones públicas y privadas con el fin último de maximizar la función económica, ambiental y social del agua, se ha trabajado en la formulación de planes directores en tres cuencas representativas a lo largo del país (San José, Aconcagua e Imperial) (Peña, 2003).

A mediano plazo, se propone la creación de Corporaciones Administradoras de Cuencas como una alternativa descentralizada, participativa y autónoma desde el punto de vista financiero para la gestión de las externalidades y para el desarrollo de las iniciativas de interés común. En dicha estructura tendrán cabida los usuarios actuales y potenciales del agua, los entes ribereños expuestos a los impactos de origen fluvial, los propietarios del suelo, especialmente quienes tienen una influencia significativa sobre el comportamiento hidrológico de la cuenca, los representantes de sectores interesados en el uso de los cursos y cuerpos de agua con fines recreativos y ambientales, y los organismos públicos con atribuciones en la materia.

Desde el punto de vista del financiamiento se plantea establecer mecanismos de acceso a la tarificación, la recepción de cobros por multas de carácter ambiental y otros instrumentos, recursos del presupuesto del sector público y créditos. Se espera que los recursos financieros generados por la vía de cobros sobre el uso del recurso o por el vertido de desechos, sean reinvertidos en la misma cuenca que los genera.

Del punto de vista institucional esta Estrategia debería ser un gran esfuerzo, se ha detectado una superposición y duplicidad en las labores de fiscalización y vigilancia en el tema del control de la contaminación además de una insuficiencia de recursos. La administración del recurso es por tramos a nivel de secciones de ríos y no a nivel de cuencas, lo cual limita abordar tareas de uso para el conjunto de las secciones. Se gestiona en forma separada el uso de las aguas subterráneas y superficiales, como también los aspectos relativos a la calidad y a la cantidad de las aguas, lo cual se contrapone a la inter-dependencia que existe entre las cargas contaminantes y los caudales de dilución. Falta desarrollo de iniciativas de uso múltiple, no se integran los aspectos de uso del suelo, cobertura vegetal y recursos hídricos resultando muy difícil la concreción de iniciativas orientadas a controlar problemas como la erosión, la degradación de suelos, la modificación del patrón de escorrentía, la salinización de las aguas y su contaminación difusa por actividades agrícolas. No hay planes adecuados de conservación ambiental y descontaminación, que por su propia naturaleza demandan una visión holística. Hay una imposibilidad de

dar respuestas adecuadas al control de crecidas e inundaciones y, en general, al manejo de los cauces los cuales suponen una fuerte interacción entre actores distribuidos espacialmente en distintos sectores de las cuencas involucrados (usuarios de agua, municipios, poblaciones ribereñas, empresas forestales, inmobiliarias, agricultores, etc.).

Hoy en día se puede visualizar una limitación para hacer frente a impactos tales como de sequías extremas que trascienden en sus efectos, de un modo complejo, al conjunto de los actores de la cuenca y que requieren para su mitigación de programas integrales. Actualmente el país ha tenido serios problemas de agua en diversas comunas, en los últimos años algunas de estas pertenecen a las regiones del Maule, la Araucanía y de Los Lagos. El problema se acentúa cuando el recurso no se ha planificado con el fin de multiuso ni menos aun en forma integral. Los sistemas han sido históricamente presionados por las diversas acciones productivas, siendo las cuencas más vulnerables y con menor resiliencia, entendida como la capacidad de poder resistir condiciones adversas tanto en su grado de salud como en su capacidad de recuperación en el tiempo.

En el Foro mundial del agua se realizaron una serie de observaciones, las principales se mencionan a continuación. Es necesario asegurar el establecimiento de planes de gestión y manejo integrado de cuencas que facilite el acceso y la conservación de los ecosistemas, para el resguardo de los bienes nacionales de uso público y las necesidades de la población respecto al recurso. También fortalecer los mecanismos que aseguren la participación de la sociedad civil en materia de políticas públicas. Hoy en día se refleja la influencia de los principios de libre mercado en la normativa, la gestión y el manejo de los recursos hídricos en el país, esto afecta la sustentabilidad y promueve conflictos de gobernabilidad a futuro del recurso hídrico. A nivel internacional también se observan problemas, como por ejemplo para la Implementación de la Agenda 21, donde aún no se han cumplido las metas en una serie de casos. Se necesita contar con estándares globales de sostenibilidad social y ecológica, con robustos sistemas regulatorios, involucrar a todos los sectores interesados, incluir parámetros sociales en los análisis de costos y beneficios y asegurar una justa distribución de los costos y beneficios entre los sectores interesados.

Se han presentado nuevos enfoques para la gestión del agua, enfatizando en la descentralización, planificar una GIRH como parte de planes nacionales de

desarrollo más amplios, por su objetivo principal como es la reducción de la pobreza, el desarrollo de capacidades, el fortalecer la base legal para la gestión de la cuenca y fuentes alternativas de financiamiento privado. Esto es posible de lograr con una fuerte voluntad política, mediante alianzas de agua locales para incentivar el intercambio de información de arriba hacia abajo y de abajo hacia arriba, talleres regionales para la concientización, la aceptación de una GIRH por parte de gestores del agua y de los tomadores de decisiones y el intercambio de conocimiento tecnológico y lecciones aprendidas.

Se sostuvo en el Foro Mundial 2006 que, la crisis del agua es por su gobernanza, tipificada por instituciones pobremente organizadas, marcos legales débiles, recursos financieros y humanos limitados, corrupción, falta de transparencia, y un limitado involucramiento de los sectores interesados en el proceso de toma de decisiones políticas. Para poder superarlo se requieren políticas fuertes y estrategias nacionales de reducción de la pobreza que reflejen las metas de los Objetivos del Milenio sobre el agua, el saneamiento y los asentamientos humanos.

Para Chile una de las tareas más importantes, en el corto y mediano plazo, es la completa implementación del marco regulatorio ya establecido en la Ley de Bases del Medio Ambiente y hacer operativos todos los instrumentos legalmente definidos en dicho cuerpo legal, para la protección del recurso y control de la contaminación.

## 1.5. BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA

- Arnold M. (2003). Auto producción de la amenaza ambiental en la sociedad contemporánea. *Revista Med* 9: 1-31.
- Beck, Ulrich (1993). De la sociedad industrial a la sociedad del riesgo. *Revista de Occidente* N° 151, 19-40.
- Bormann F.H. & G. Likens (1967). Nutrient cycles. *Science*. 155:424-429.
- CEPAL (2003). Hacia un plan nacional de gestión integrada de recursos hídricos. Taller nacional, Chile. Actividad de la GWP/SAMTAC, CEPAL, Gobierno de Chile: CNR, DGA, DOH; U de Chile, SOPCHID, AIDIS, Asociación latinoamericana de Hidrología.
- CONAMA (2008). Estrategia Nacional de Gestión integrada de Cuencas Hidrográficas. Santiago.
- CONAMA (2004). Guía CONAMA, para el establecimiento de las Normas Secundarias de Calidad Ambiental para Aguas Continentales Superficiales y Marinas.
- DMA 2000/60/CE del Parlamento Europeo y el Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de las aguas. *Diario Oficial de la Comunidad Europea*. L 327 de 22 de diciembre de 2000: 72 pp.
- Cosgrove, D. (2002). Observando la naturaleza: el paisaje y el sentido europeo de la vista. *Boletín de la A.G.E.* N° 34. 63-89.
- Dirección general de Aguas (DGA, 2005). "Objetivos y Alcances de la Reforma del Código de Aguas de Chile". Conferencia Internacional CEPAL, DGA y GWP.
- DGA (Dirección General de Aguas, 1999). Política nacional de recursos hídricos. DGA, MOP, Santiago, Chile.
- Forman, R.T.T., Gordon, M. (1986). *Landscape Ecology*. Wiley, New York. 619 pp.
- Funtowicz, S. (1992). Gestión de residuos ecológicos y la noción de ciencia postnormal. *Entrevista Ecología política*, núm. 4: 41-46.
- Hedin L.O. & H. Campos (1991). Importance of small stream in understanding and comparing watershed ecosystem processes. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 64: 583-596.
- Junk W.J., P.B. Bayle & R.E. Sparks (1989). The floodpulse concept in river floodplains systems. *Canadian Special Publication Fisheries and Aquatic Sciences*. 106: 110-127.
- Karr, J.R., (1991). Biological integrity: a long –neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications* 1:66-84.

- Kolkman, M., Kok, M. & Van Der Veen, A. (2005). Mental model mapping as a new tool to analyse the use of information in decision-making in integrated water management. *Physics and Chemistry of the Earth*. 30, 317-332.
- Leopold, D.J., P.J. Smallidge, and J.D. Castello (1996). An integrated model of forest dynamics following disturbance, pp. 63-78, In: S.K. Majumdar, E.W. Miller, and F.J. Brenner (eds.), *Forests - A Global Perspective*, Pennsylvania Academy of Science, Easton, PA.
- Likens, G.E. (1992). *The ecosystem approach: its use and abuse*. Ecology Institute, Luhe. 166 pp.
- Marín V., L. Delgado & P. Bachmann (2005). El manejo ecosistémico de los recursos marinos vivos: un desafío eco-social. 555-570 pp, En E. Figueroa (ed), *Biodiversidad Marina. Valoración, usos y perspectivas. ¿Hacia donde va Chile?* Editorial universitaria. Santiago.
- Molina X. y I. Vila (2006). Calidad de Agua en "Manual de la Evaluación de la Calidad del Agua" Molina y Vila (eds). CENMA, SAG, U. de Chile. pág. 1-3.
- Móniz Sánchez, Carmen (2000). EL ÁMBITO MUNICIPAL COMO MARCO TERRITORIAL BÁSICO PARA LA GESTIÓN Y LA PARTICIPACIÓN EN LAS POLÍTICAS PAISAJÍSTICAS.
- Montoya Ayala R, J. Padilla Ramírez & S. Stanford (2003). Valoración de la calidad y fragilidad visual del paisaje en el valle de Zapotitlán de las Salinas, Puebla (México). *Boletín de la A.G.E.* N° 35. 123-136.
- Munné A. & N. Prat (2005). La Diagnósis y mejora de los ecosistemas fluviales mediante la Directiva Marco del Agua.
- Muñoz Pedreros, A. (2004). La evaluación del paisaje: una herramienta de gestión ambiental. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 77: 139-156.
- Norris R. H. & C. P. Hawkins (2000). Monitoring river health. *Hidrobiología* 435: 5-17.
- Norris, R. H. y M.C. Thoms (1999). What is a river health? *Freshwat. Biol.* 41:1-13.
- Objetivos de Desarrollo del Milenio (2007). Naciones Unidas, Objetivo 7. Nueva Cork.
- Odum, H.T. (1988). Self – organization, transformity and information. *Science* 242:1132-1139.
- OECD (2005). *Evaluaciones del desempeño ambiental CHILE*. Naciones Unidas, CEPAL. 246 pp.
- O' Neill, R. (2001). Is it Time to Bury the Ecosystem Concept? (With Full Military honors of course). *Ecology* 82:3275-3284.
- Pickett S. & M. Cardenazo (1995). Landscape ecology: spatial heterogeneity in ecological system. *Science* 269, 331-334.

- Vila, I. (2006). Prefacio, en "Manual de la Evaluación de la Calidad del Agua" Molina y Vila (eds). CENMA, SAG, U. de Chile. pág. V.
- UICN ( 2006). La Aplicación del Enfoque Ecosistémico en la Gestión de los Recursos Hídricos. Un análisis de estudios de caso en América Latina. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y de los Recursos Naturales. Guerrero E., Otto de Keizer, Rocío Córdoba Guerrero E., Otto de Keizer, Rocío Córdoba. 78 pp.
- Vannote, R.L.G, W Mishall, K.W. Cummins, J.R. Sedell & C.E. Cushing (1980). The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aqua. Sci.* 37:130-137.
- Ward J.V.& Stanford (1995). Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated rivers: research and management* 11: 105-119.
- Wetzel, R. (1990). Reservoirs Ecosystems: Conclusion and Speculations, pp. 227-238. In "Reservoir limnology:Ecological perspectives. Thornton K.W., Kimmel & F. Payne (eds). Wiley-Interscience Publication John Wiley & Sons, Inc. New York. 246 pp.

**CAPITULO II**  
**EVALUACIÓN DEL RECURSO HÍDRICO EN CHILE**





La evaluación del estado del recurso hídrico consiste en determinar las variables respuestas cantidad y calidad ante presiones ambientales. Por ejemplo, un indicador de una buena calidad de agua sería una comunidad de organismos diversa, la cual puede sostenerse con una cantidad de flujo necesario para mantener la integridad física, química y biológica de un sistema acuático. No se incluye aquí una evaluación socio económica sino una protección centrada en el recurso.

Respecto a la regulación de la cantidad de agua en el país en la Política Nacional de recurso hídrico (DGA, 1999), se especificó que la medición de caudal en Chile debe incorporar criterios ecológicos. Esto se pretende concretar con la incorporación de medidas de Caudal ecológico, por la necesidad de mantener en el cauce natural, una cantidad de agua mínima que asegure la supervivencia de los diversos componentes del ecosistema acuático. Hoy en día esto no se aplica, los criterios para este fin son sólo hidrológicos, pero actualmente se están desarrollando estudios en el país, tendientes a contar con metodologías para su aplicación en el futuro próximo. Se exponen en este capítulo diferentes metodologías para la estimación de caudal ecológico, la decisión del más adecuado dependerá del objetivo pero se prefiere a los métodos más integrales, por que tienen la ventaja de abarcar la totalidad del sistema hidrológico-ecológico, donde participe un equipo multidisciplinario de expertos y actores relacionados con el recurso.

Para la evaluación de la calidad de aguas hoy en día en el país está en proceso de desarrollo la elaboración de las Normas Secundarias de Calidad Ambiental para Aguas Continentales Superficiales y Marinas (NSCA), desde diciembre del 2004, luego se oficializó un instrumento de apoyo que fue la Guía CONAMA, cuyo objetivo es orientar y servir de base técnica para la elaboración y homogeneización de las

NSCA del País. En esta se establece la incorporación de la biota bajo un enfoque de integridad biológica, lo cual se contempla como criterio para la evaluación de las futuras NSCA. Se explica en el capítulo las ventajas del uso de la biota desde el punto de vista preventivo y de restauración, como también sus desventajas y sus diferentes métodos de aplicación a nivel internacional y nacional.

## **2.1. CANTIDAD DE AGUA**

En Chile a la fecha, sólo es factible utilizar metodologías con base hidrológica, enfocada a la mantención de caudales mínimos constantes, sin considerar la importancia de la variabilidad natural del régimen hidrológico, en parte por falta de sistematización en la recopilación de antecedentes biológicos. En varios países tales como Estados Unidos, Canadá y la Unión Europea hace unas décadas atrás se ha aplicado un instrumento denominado "instream flow", para intentar garantizar diversos usos ambientales del recurso hídrico (ejemplo: la navegación, la recreación, la conservación de los ecosistemas), manteniendo una cantidad de agua dentro de un cauce (Stalnaker *et al.*, 1995). En Chile se adopta teóricamente el concepto a finales de los años 90 bajo el nombre de caudal ecológico, con el objetivo de conservar los ecosistemas de agua dulce (CONAMA-Chile, 1998; Benetti *et al.*, 2003). La sustentabilidad de un hábitat acuático no se asegura con el mantenimiento de un caudal mínimo, ya que la biota acuática, presenta distintos requerimientos en sus diferentes etapas de desarrollo.

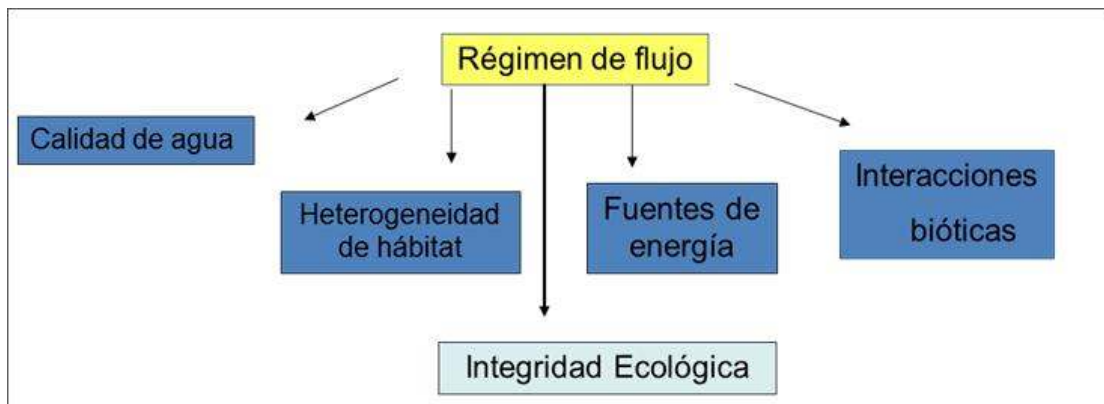
En el país ha habido una fuerte presión sobre la modificación del flujo hídrico por la extracción de agua, el funcionamiento de centrales hidroeléctricas, centrales de pasada, grandes embalses, actividades agrícolas e industriales en especial de la minería, entre otros. Estas actividades han afectado los sistemas fluviales disminuyendo su caudal afectando a varias regiones del país declarándolas es estado de sequía, esto ha causado cambios en la estructura y funcionalidad de los ecosistemas acuáticos. La zona Norte del país ha sido bastante impactada, más aún al sumarle el efecto de cambio climático que aumenta el déficit del recurso, con una evaporación mayor a la precipitación (ver capítulo I, 1.2).

El caudal ecológico debe considerar una aproximación proceso- funcional del ecosistema fluvial formado por componentes bióticos y abióticos, lo cual puede visualizarse a través de cambios en los atributos del ecosistema, tales como: la

estructura de la comunidad, el flujo de energía, reciclaje de nutrientes y materia, la selección natural y la regulación u homeostasis del sistema (Odum, 1969). Estos cambios se podrían predecir en forma natural, pero con las perturbaciones externas que sufren los ríos incrementa la inestabilidad del sistema.

El régimen hídrico juega un rol fundamental en la regulación del funcionamiento del sistema lótico, reflejado en su estructura, por los cambios en su estabilidad, dado por la variación de cinco componentes que son: magnitud, frecuencia, duración, predictibilidad y tasa de cambio (Poff & Allan, 1997), lo que es reflejado en la estructura del sistema (Fig. 13). Los componentes pueden modificar la condición física y química del agua, los recursos alimenticios, las interacciones bióticas y la heterogeneidad del hábitat visualizándose en cambios en los patrones y procesos ecológicos.

Figura 13. **Influencia hídrica sobre patrones y procesos ecológicos.**



Fuente: elaboración propia, basado en Poff & Allan, 1997

La variabilidad del flujo hídrico debe considerar la mantención de ciertas condiciones que son características de la geomorfología del cauce y las interacciones laterales, verticales y longitudinales de los ríos. Se genera un patrón de relaciones con sistemas externos al acuático que mantiene la estructura de los ecosistemas lóticos, existen cambios en los flujos de manera lateral, de la orilla de una zona inundable hasta la otra, y en dirección vertical desde la zona hiporreica, que es el volumen de sedimentos saturados de agua debajo y a los lados de los ríos, el agua subterránea y superficial se mezclan (Boulton, 2000), por lo que son importante las interacciones intersistémicas existentes ((Ward & Tockner (2001). Un caudal ecológico debe ser un caudal variable expresado en magnitud, frecuencia, duración, predictibilidad y tasa de

cambio para permitir el desarrollo de los ecosistemas lóticos (delimitados de acuerdo a criterios explícitos).

### **2.1.1. Métodos para estimar caudal ecológico**

Las diversas maneras de medir el caudal ecológico se agrupan de acuerdo a bases teóricas similares y acorde con lo descrito por la Comisión Mundial de Embalses (King *et al.*, 1999) son las siguientes:

#### **1.-Métodos Hidrológicos**

Los organismos de las comunidades ribereñas están adaptados a las variaciones estacionales propias de un régimen hídrico. Estas variaciones naturales afectan el comportamiento, ciclo biológico y producción de las poblaciones. Entre los métodos hidrológicos más utilizados, se encuentran:

**A. Método de Curva de Permanencia:** se construye una curva a partir de datos de caudales diarios, mensuales o anuales donde se presenta la relación entre ciertos rangos de caudales y el porcentaje de tiempo en que cada uno de esos rangos es igualado o excedido (Silveira & Silveira, 2003), en Brasil se ha calculado indirectamente un caudal ecológico de 5%, Q90 o sea un 5% del caudal que es excedido o igualado en 90% del tiempo de observación (Benetti *et al.*, 2003).

**B. Método de caudal mínimo de 7 días con período de ocurrencia de 10 años (7Q10):** se refiere a un valor de un caudal mínimo estadístico, corresponde al valor medio cada diez años, que será igual o menor que el caudal medio en cualquier evento de 7 días de sequía consecutivos (Silveira & Silveira, 2003), valores menores que este pueden generar un stress ecológico. También existen otras aproximaciones similares utilizando la estadística hidrológica que describe las condiciones de sequía como el “7Q2” y el “10Q5”.

**C. Método de Tennant:** basado en un estudio realizado por la US Fish and Wildlife Service en 11 arroyos ubicados en Montana, Nebraska y Wyoming donde se relaciona el caudal y la disponibilidad de hábitat para la biota acuática. Se consideró en el año un periodo seco y otro lluvioso, los caudales se expresaron en porcentajes del caudal medio anual (CAM) relacionándolos con grados de conservación. Se observó que el hábitat comenzaba a degradarse cuando el flujo era inferior al 10% del flujo medio

anual, asociado a una velocidad media de 0,25 m/s y una profundidad media de 0,3 m (Tennant, 1976 citado en Bragg *et al.*, 1999).

**D. Método de Aproximación por Rangos de Variabilidad** (Range of Variability Approach RVA): se aplica cuando el primer objetivo de manejo es la conservación de los ecosistemas. La data es de largos periodos de tiempo, se describe la variabilidad hidrológica antes y después de instalada una represa. Se describe el flujo natural a través de 32 parámetros claves del funcionamiento del ecosistema (Ritcher, 1996), y se les estima un rango de variación máxima de estos. Se recomienda para un sistema de manejo anual intentando simular las características del flujo natural después del funcionamiento de la represa o hidroeléctrica.

## **2.- Métodos hidráulicos**

Las variables hidráulicas simples como el perímetro mojado o la profundidad máxima juegan factores limitantes en la biota. A través de estudios de una sección transversal relacionan la magnitud de la descarga con la profundidad de los cauces, velocidad y perímetro mojado.

**Método del Perímetro Mojado:** Este es uno de los más conocido y comúnmente utilizado en Estados Unidos (Bragg *et al.*, 1999 y Benetti *et al.*, 2003), se asume que la integridad del hábitat está directamente relacionada con el área húmeda. Se construyen curvas que muestran la relación entre el caudal y el perímetro mojado. Hasta un cierto volumen de agua el perímetro crece a medida que aumenta la descarga, sobrepasado este volumen el perímetro se mantiene casi constante. Generalmente se recomienda el flujo cercano a este punto de inflexión, pues sería el nivel óptimo para desove de peces o para la producción de invertebrados bentónicos (Stalnaker *et al.*, 1995).

## **3.- Métodos holísticos**

Este método supone que al identificar las características esenciales del flujo hídrico que pueden generar un impacto ecológico y estas se incorporan en el régimen de flujo que es modificado, se mantiene la integridad funcional del ecosistema y la biota.

Los métodos holísticos pueden tener dos aproximaciones (Arthington *et al.*, 1998), *Bottom-up* que es el método "Building Block" y Top down que es el método de "Benchmarking".

-**Building Block**, aproximación bottom-up, se recomienda un caudal a partir de la estimación desde un flujo mínimo hacia arriba. Se conforman equipos multidisciplinarios, tomando en cuenta trabajos de investigación de modelación de caudal, características hidráulicas y juicios de expertos. Se debe evaluar la dependencia social y económica de los ecosistemas ribereños en conjunto con la comunidad. Lo clave es la recomendación de la duración y magnitud de los flujos. Se describen los componentes del flujo requeridos para la cuenca o río (IFR, Instream Flow Requirements).

-**Benchmarking**, aproximación top-down, el caudal recomendado es a partir de un flujo máximo aceptable hacia abajo. Se dispone de información, de modelos conceptuales y juicio de expertos. Se identifican los indicadores hidrológicos ecológicamente relevantes, con los cuales se caracterizan cauces de referencia dentro de un río. En estos cauces de referencia no existe necesariamente un flujo natural pero cubren variados tipos y niveles de flujo que se registran en la cuenca. Posteriormente en estos sitios se relacionan impactos ecológicos en función de cambios en el flujo hídrico antes de que el ecosistema sea degradado (Brizga *et al.*, 2002).

#### **4.- Métodos de simulación de hábitat**

Las especies de peces están mejor adaptadas a ciertas características hidráulicas, estructurales y geomorfológicas, si se conoce cómo afecta el caudal a estas características se puede predecir el caudal óptimo que mantendría a las poblaciones de estos peces.

##### **Entre los métodos más utilizados se encuentra:**

**A. Physical Habitat Simulation System:** contiene un modelo computarizado que relaciona el caudal con datos obtenidos del hábitat físico (Washington Department of Fish and Wildlife, 2003). El método consiste en construir índices que reflejen el grado de adaptación de especies objetivo a valores de velocidad, profundidad y características geomorfológicas específicas. El valor del caudal se determina según diferentes criterios o métodos, por ejemplo aquel que optimizó la relación volumen de agua/área de micro hábitat (Pelissari & Sarmiento, 2003).

**B. Instream Flow Incremental Methodology:** desarrollado por la US Fish and Wildlife Service (USA) se ha estado mejorando desde sus inicios del año 1982. Este integra modelos analíticos hidráulicos y estudios de la calidad del agua, sedimentos,

estabilidad de los cauces, temperatura y otras variables que afectan la producción de peces. Es de carácter multidisciplinario puesto que considera la integración de técnicas que involucran aspectos de ingeniería hidráulica y ambiental, biología acuática, ecología, así como ciencias sociales. Está principalmente enfocado a los caudales de un río, cuyo régimen natural puede ser afectado por una obra o proyecto de ingeniería civil que considere la utilización de los recursos naturales del sistema hídrico. Incluye un sistema de simulación de hábitat de tipo modular (PHABSIM), que está compuesto por una librería de modelos de simulación interconectados. Estos modelos permiten describir las características temporales y espaciales del hábitat que resulta de una determinada alternativa de regulación de un río, los distintos modelos que la componen pueden ser combinados para adaptarse a distintos escenarios de análisis.

Un equipo multidisciplinario determina la magnitud de los caudales que deben asegurarse en las diversas secciones del río en las distintas épocas del año para preservar el hábitat adecuado para la especie objetivo. Uno de los problemas es poder definir la o las especies que se desea preservar. El IFIM incluye categorías basadas en principios ecológicos que Karr *et al.* (1986) lo sugiere para un estudio de evaluación del impacto, de actividades humanas sobre sistemas hídricos. Uno de los elementos fundamentales utilizados es la relación entre el hábitat utilizable (área del cauce disponible para la especie seleccionada) y el caudal pasante en condiciones naturales y en una situación alterada. La estructura del hábitat utilizada para un análisis de IFIM combina la descripción empírica del cauce (forma y propiedades hidráulicas), la información hidrológica, así como modelos matemáticos para determinar una serie de variables hidráulicas que serán utilizadas en la fase de análisis. Algunas de estas variables son la profundidad, ancho del escurrimiento, velocidad de la corriente. La calidad del agua se puede incorporar mediante el uso de modelos matemáticos para agua superficial (QUAL2 por ejemplo), y se seleccionan modelos para predecir los cambios en la calidad por diferentes alternativas. La información generada a partir del uso de estos modelos de simulación se utiliza para la definición del hábitat total disponible para la especie objetivo. Las fuentes de alimentación y energía y las interacciones bióticas, han sido incorporadas recientemente en mejoras a la capacidad predictiva de las componentes biológicas del IFIM, a través de modelos de crecimiento poblacional la cual se pretende incluir.



Para ser aplicado este proceso se deben cumplir cuatro actividades interrelacionadas: identificación y diagnóstico del problema, planificación, implementación y análisis de alternativas y la resolución del problema, para el caso de grandes proyectos de ingeniería cuyo desarrollo compromete a los recursos hídricos y ambientales (bióticos y abióticos) de un curso natural. Este estudio se traduce en una evaluación de impacto ambiental del proyecto indicado, sin embargo en el equipo IFIM no hay un objetivo y motivación común, sino que el equipo de trabajo en si posee puntos de vista diversos acerca del proyecto, así como también formaciones disímiles por lo que es común que se susciten conflictos, resueltos vía herramientas de negociación.

En Chile se ha usado para proyectos de extracción de agua para riego, generación hidroeléctrica, efecto de bombeo sobre los recursos superficiales de un río, entre otros. Se incluye la componente social en las distintas fases. Desde el inicio los actores interesados discuten sus diferencias, se incorporan sus objetivos e intereses en las fases más técnicas de la metodología y Karr *et al.* (1986) y finalmente se consensa una solución que define una regla operativa para los caudales pasantes.

Una de las principales ventajas de IFIM sobre otras metodologías es que incorpora aspectos técnicos, imprescindibles para abordar este tipo de problemas (hidrología e hidráulica, biología y ecología), así como también aspectos cualitativos, útiles para el proceso final de toma de decisiones. Esta metodología se justifica en aquellos casos en que un organismo como la Dirección General de Aguas (DGA) actúa de árbitro o mediador en un proceso en el cual no existen acuerdos acerca del impacto que un proyecto pueda tener sobre un sistema hídrico. El problema es que la gran cantidad de información que se genera implica un elevado costo, por lo que se recomienda para casos en que se prevé la existencia de conflictos entre grupos de interés. La ventaja es que permite comparar alternativas distintas para el proyecto en términos de su impacto sobre las propiedades de los ecosistemas ligados al cauce natural. En Chile la información y data es bastante precaria por cuanto no existen estaciones que cuenten con registros completos, que incluyan simultáneamente cinco áreas prioritarias (información hidrológica, hidráulica, calidad físicoquímica, calidad microbiológica y biótica) para poder realizar como corresponde estudios de tipo IFIM. Para generar la información biológica se requiere de verificación en terreno y generación de información específica implementando muestreos sistemáticos a lo largo de un período, al menos de dos o tres años en áreas extensas. Países como Nueva Zelanda, Australia y Sudáfrica han elaborado sus propias versiones de la

metodología IFIM y del programa PHABSIM (Francia, Noruega y Nueva Zelanda) para incorporar situaciones específicas de sus sistemas hídricos.

### **2.1.2. Caudal ambiental**

En los diferentes conceptos de caudal el más completo es el que considera la mantención de los flujos ecosistémicos, pero falta incorporar una integralidad bajo el modelo de desarrollo sustentable, como el de caudal ambiental.

Caudal ambiental es el régimen hídrico que se da en un río, humedal o zona costera para mantener ecosistemas y sus beneficios donde los usos del agua compiten entre sí y los caudales se regulan. Estos contribuyen a mantener la salud de los ríos, al desarrollo económico y social. Se considera al río y el sistema de drenaje en su contexto, lo que significa examinar la cuenca desde sus fuentes hasta la costa y estuarios, incluyendo humedales, llanuras inundables y sistemas conexos de aguas subterráneas. También toma en cuenta los valores ambientales, económicos, sociales y culturales en relación con el sistema total. Para su determinación se debe ponderar una gama de resultados, desde la protección ambiental hasta las necesidades de industrias y sociales. Estos requieren integrar una serie de disciplinas, incluyendo la ingeniería, el derecho, la ecología, la economía, la hidrología, las ciencias políticas y la comunicación

Para establecer un flujo ambiental, se deben definir objetivos que sirven de indicadores mensurables para constituir la base para asignar agua, por medio de equipos multidisciplinarios de expertos y de representantes de las partes interesadas. Los caudales ambientales pretenden que, en los ríos el agua que contenga pueda ser gestionada para asegurar beneficios ambientales, sociales y económicos río abajo. Sin embargo, iniciativas pioneras en Sudáfrica, Australia y los Estados Unidos de América han demostrado que el proceso para establecerlos, y para una gestión integrada, plantea retos importantes. Ponerlo en la práctica presenta dificultades pero son un componente clave para intentar abordar la protección y proteger la biodiversidad de los ríos y sus beneficios para la sociedad.

La UICN ha creado una guía para la aplicación del concepto de “caudales ambientales” Se utilizaron ejemplos de países donde se están aplicando programas de caudales ambientales, tales como Australia, Sudáfrica y los E.E.U.U. Esto ha formado parte de un proceso de apoyo para iniciativas nacionales y locales, por ejemplo para

Tanzania, Costa Rica, Vietnam y Tailandia. En estos países esta guía será sometida a prueba en colaboración con partes interesadas, expertos y formuladores de políticas.

La determinación de este caudal depende de que ecosistema se quiere, de las necesidades de uso de agua como por ejemplo de las cantidades de extracción para usos humanos, abastecimiento público, irrigación y procesos industriales, también se incorporan el desarrollo humano. Así el caudal ambiental que se asigna a un río es primordialmente una elección social, donde la ciencia proporciona el apoyo técnico sobre el ecosistema fluvial bajo varios regímenes de caudal. La metodología usada no ha sido única ni hay una mejor forma para evaluar este caudal, puesto que dependerá del conjunto de circunstancias particulares. Últimamente los criterios metodológicos han tendido a la integración incluyendo tanto criterios ecológicos como marcos centrados en las necesidades antrópicas (por ejemplo extracción, represa, plan de derrame fluvial), considerando factibilidades económicas y marco legislativo. Participan los grupos de partes interesadas y equipos multidisciplinarios de expertos para la definición final de caudal que hay que dejar en el río.

Para algunos sistemas fluviales, se han establecido objetivos específicos por razones ecológicas, económicas o sociales. El objetivo para el valle central de la cuenca del río Senegal fue conservar un área de 50.000 hectáreas para la agricultura posterior a la retirada de la inundación, lo cual se calculó que requería de 7500 m<sup>3</sup> de agua a descargar desde la represa Manantali en las fuentes. La directriz de la Unión Europea “Marco para el Agua” exige que los estados miembros alcancen una “situación buena” (SB) en todas las aguas de superficie y subterráneas bajo criterio químico y ecológico lo que incluye poblaciones y comunidades de peces, macroinvertebrados, macrófitas, fitobentos y fitoplancton. También incluye los elementos de soporte que son los que afectan a los elementos biológicos, tales como forma del canal, profundidad del agua y caudal fluvial. En Sudáfrica, se utiliza una clasificación similar; el Departamento de Asuntos Hídricos y Silvicultura define objetivos de acuerdo a diferentes metas ecológicas de gestión que van desde Clase A a D (Tabla 4)

Tabla 4. Clases de Gestión Ecológica.

Clase	Descripción
A	Modificación insignificante de las condiciones naturales. Riesgo insignificante para especies sensibles
B	Modificación escasa de las condiciones naturales. Escaso riesgo para biota sin tolerancia
C	Modificación moderada de las condiciones naturales. Pueden disminuir en cantidad y grado biota especialmente intolerantes

D	Alto grado de modificación de las condiciones naturales. No es probable presencia de biota intolerante
---	--

Fuente: Dyson et al. 2003, UICN.

En Australia la probabilidad de tener un río sano se encuentra entre elevada a moderada cuando el régimen hidrológico es inferior a dos tercios del régimen de caudal natural, sin embargo no se dispone de una basta evidencia científica para sustentarla, pero la evaluación de un caudal ambiental es un instrumento práctico de gestión fluvial.

Lo crucial es definir los marcos centrados en las necesidades de caudal, para lo cual se han desarrollado métodos en varios países, los que en general, se pueden clasificar en cuatro categorías:

1. Cuadros de consulta
2. Análisis computacional
3. Análisis funcional
4. Modelos de hábitats

Cada uno de estos métodos tiene distintos requerimientos de insumos por parte de expertos y diferentes grados de integralidad del sistema.

### **A.- Cuadros de consulta**

Es uno de los métodos más utilizados, son normas prácticas basadas en índices sencillos que se encuentran en cuadros de consulta. Los índices más usados son hidrológicos y en la década de los setenta se desarrollaron métodos ecológicos. Ejemplos de ello son porcentajes del caudal promedio o ciertos percentiles a partir de una curva de duración del caudal. En Francia se emplea un índice hidrológico, la Ley de Pesca en Agua Dulce de Francia, desde 1984, exige que los caudales deben tener un mínimo de 1/40 del caudal medio para los proyectos existentes y de 1/10 del caudal medio para los nuevos. En represas usadas para el abastecimiento de agua, esta se puede devolver al río después de utilizarla, por medio de una planta de tratamiento de aguas residuales.

Para regular las extracciones en el Reino Unido se ha utilizado un índice de caudal natural bajo, para definir el caudal ambiental. Se usa un índice de caudal que supera el 95% de las veces, o índices de eventos de sequía. Sin embargo, la

aplicación de este método requiere a menudo la utilización de información ecológica. El método Tennant (ver métodos hidrológicos en este capítulo) es otro índice que se desarrolló mediante el empleo de datos de calibración de centenares de ríos en los estados del medio del oeste de los E.E.U.U. para proteger un ambiente fluvial sano y para planificación de cuenca fluvial. Sin embargo, no se recomiendan para estudios específicos ni para negociaciones.

Se ha observado que estos métodos basados en proporciones de caudal medio no siempre son realistas, y se cambió por un método que usa porcentajes variables del caudal mensual medio, usando inventarios y necesidades de los peces, según su historia, distribuciones de frecuencia de caudales y necesidades de agua para períodos especiales, como la cría y la migración de estos. Estos métodos de consulta requieren de pocos recursos para su aplicación y difícilmente son transferibles entre regiones.

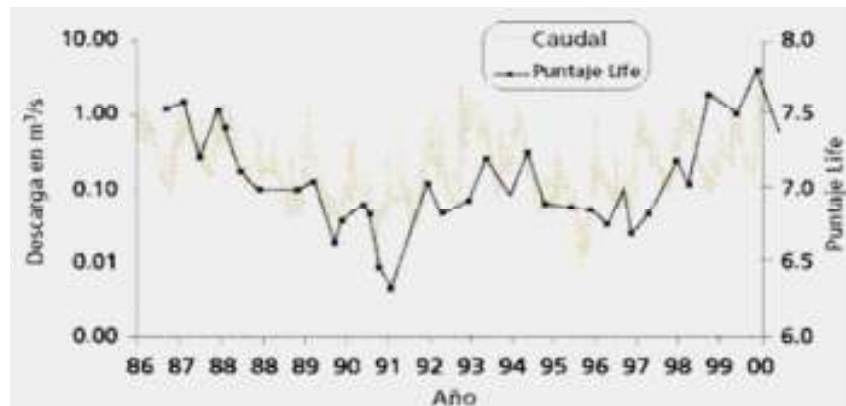
Los índices que se basan solo en datos hidrológicos son más fáciles de recalibrar para cualquier región, pero no tienen validez ecológica y son de elevada incertidumbre para obtener buenos resultados. Los índices que se basan en datos ecológicos tienen más validez ecológica, pero la recopilación de datos, requiere de una mayor inversión en costos y tiempo. En general, los cuadros de consulta resultan apropiados para situaciones de escasa controversia y tienden a ser preventivos.

## **B.- Análisis computacional**

Estos son métodos centrados en el análisis de datos de caudales de ríos obtenidos de estaciones de medición y datos de peces a partir de estudios regulares. Los métodos se pueden subdividir en los que son sólo en base a datos hidrológicos, los que utilizan información hidráulica (como la forma del canal) y los que utilizan datos ecológicos. Para los análisis hidrológicos se examina todo el régimen de caudal fluvial y el principio es conservar la integridad, la estacionalidad natural y la variabilidad de caudales, incluyendo inundaciones y caudales bajos. Uno de ellos es el método RVA, Richter (ver método RVA, en este capítulo). Con él se definen los caudales de referencia para ríos, en los que el objetivo primario es la protección del ecosistema natural. Este método busca definir estándares internos, que se pueden monitorear y revisar.

En general puede decirse que los ríos anchos y poco profundos tienden a ser más sensibles a cambios en el caudal en su perímetro húmedo que los ríos angostos y profundos. Los métodos que utilizan datos ecológicos tienden a basarse en técnicas estadísticas, que relacionan variables independientes, como caudal, con variables bióticas dependientes, como cifras de población o índices de estructura comunitaria calculados a partir de listas de especies, con la ventaja que se aborda directamente caudal y ecología tomando en cuenta en forma directa la naturaleza del río en cuestión. Las desventajas es que resulta difícil e incluso imposible derivar índices bióticos que sean solo sensibles a caudales y no a otros factores, como estructura del hábitat y calidad del agua. La ausencia de datos hidrológicos y biológicos a menudo es un factor limitante, como también la forma de recopilación de los datos. Las series temporales de caudales y los índices ecológicos pueden muy bien no ser independientes, lo cual puede infringir los supuestos de técnicas estadísticas clásicas.

Figura 14. Serie temporal de caudal fluvial y puntaje LIFE.



Fuente: UICN, 2004.

Recientemente en el Reino Unido se ha desarrollado el índice Invertebrado Lótico para Evaluación de Caudales (LIFE, en inglés, escala logarítmica). Se elaboró un índice de sensibilidad en base a la percepción de la velocidad del agua mediante la asignación de un puntaje entre 1 y 6 a todos los taxa registrados. El puntaje para cada taxón se modifica sobre la base de su abundancia, y luego se calcula un puntaje agregado, esto es a nivel de especies y de familia. Se puede analizar la relación entre el puntaje LIFE y el caudal fluvial precedente. Los promedios de desplazamiento de caudal precedente han mostrado una buena correlación con puntajes LIFE en toda una serie de sitios (Fig.14). La ventaja es que LIFE utiliza datos recopilados de biomonitoreos.

### **C.- Análisis funcional**

Este método vincula los aspectos de la hidrología y ecología del sistema fluvial. Se utiliza análisis hidrológico, biológico y de expertos. Dentro de los más conocidos está el Building Block Methodology (BBM) desarrollado en Sudáfrica. La premisa básica de la BBM es que las especies fluviales dependen de elementos básicos (bloques de construcción) del régimen de caudal para conservar la dinámica de sedimentos y la estructura geomorfológica del río. Puede definirse un régimen aceptable de caudal para la conservación del ecosistema, mediante la combinación de estos bloques de construcción. Participa un grupo de expertos en el aspecto hidrológico, hidro-geológico y geomorfológico, también zoólogo (peces e insectos) y botánico. En Australia se aplica rutinariamente por medio de un manual. Además en Australia se desarrolló el método de Evaluación por un Panel, bajo el enfoque de panel científico y la metodología de criterios de eficiencia, conformado por un grupo de científicos físicos y biólogos. Se ha aplicado en ríos controlados por represas como en la cuenca Murray-Darling, se analiza el río bajo diferentes caudales y se realizan reuniones públicas con partes interesadas.

### **D.- Modelos de hábitats**

Estos métodos relacionan directamente cambios en el régimen de caudal y la respuesta biótica (especies y comunidades). La relación entre caudal, hábitat y especies se puede describir mediante la interrelación de las propiedades físicas de tramos del río (por ejemplo profundidad y velocidad del caudal). Se incluyen en un modelo diferentes caudales, con las condiciones físicas requeridas por especies indicadoras (animales y plantas). Definidas las relaciones funcionales entre hábitat físico y caudal, se pueden relacionar con escenarios de caudal fluvial (ver Métodos de simulación de hábitat, en este capítulo). Estos modelos se han ido complejando, enfocándose más en los procesos. Se espera que nuevos modelos puedan conducir a mejores métodos de consulta y normativa que ayuden a definir los impactos de la regulación del caudal fluvial sobre las poblaciones y no sobre los hábitats. Se dispone de manuales sin embargo las aplicaciones muchas veces son deficientes por falta de experiencia profesional, se ha observado que un buen resultado han dado los equipos conformados por ingenieros hidráulicos, hidrólogos y ecólogos.

### 2.1.3. Métodos de estimación de caudal ecológico

La incorporación del nivel ecosistémico sólo la presentan los métodos holísticos e hidrológicos, RVA. La magnitud mínima del caudal es el factor limitante en los requerimientos bióticos, faltando los requerimientos de flujo para mantener la vegetación terrestre adyacente, la zona hiporreica y las zonas de inundación.

Desde un punto de vista ecosistémico debe incorporarse los intercambios de materiales y nutrientes los que afectan la funcionalidad del ecosistema, como el método RVA que además incorpora los efectos antrópicos, pero falta estudiar si las variables de flujo seleccionadas son independientes una de otras (Puckridge *et al.*, 1998). El método del Perímetro Mojado posee pocas variables hidráulicas para representar adecuadamente el requerimiento de caudal para especies objetivo. La relación entre el caudal y el perímetro mojado depende de la forma de los cauces, por lo tanto, habría que realizar una curva con varias secciones transversales para representar las características de todo un río (Stalnaker *et al.*, 1995). La morfología del cauce no es estable a lo largo del tiempo, esto dificulta su aplicación en los cursos de agua morfológicamente muy variables como la de los ríos chilenos que drenan la vertiente occidental. Los métodos de simulación de hábitat son difíciles de aplicar a cursos de agua de caudales muy bajos como los de la zona árida y también los ríos de alta diversidad morfológica. Los métodos holísticos, aún no incorporan estudios ecosistémicos, también incluye participación ciudadana y un estudio social y económico de la dependencia de los ecosistemas. En la Tabla 5, se comparan los métodos en base a aspectos ecológicos y de gestión. En relación a estos últimos, se detalla si los métodos contienen indicadores, aplicabilidad en distintos tipos de ecosistemas. Se consideran de baja aplicabilidad los métodos que no pueden ser utilizados en la mayoría de los ecosistemas acuáticos, como los métodos hidráulicos porque aplica a ríos con cauces estables y secciones rectangulares lo que no sucede en el país. Los métodos de alta aplicabilidad con precaución, se refiere a que pueden ser aplicados en una alta variedad de ecosistemas acuáticos, pero con el cuidado de no adoptar los valores que se determinan con los métodos en diferentes ecosistemas; solo serían generalizables sus procedimientos. Los costos que en ella se presentan de acuerdo a lo expuesto por King, et al. (1999) son relativos a los costos de los métodos con que se comparan, así mismo la complejidad fue estimada tomando en cuenta el tiempo requerido para llevar a cabo la determinación, el grado de conocimientos y la necesidad de contar con personas capacitadas.



Tabla 5. Comparación de métodos para determinar caudal.

Tipo	Aspectos Ecológicos		Indicador	Aspectos de Gestión		
	Objetivos de conservación	Componentes del flujo hídrico		Aplicabilidad	Complejidad	Costos relativos
<b>Hidrológico</b>						
a) cuyos resultados arrojan un flujo mínimo	En general, poblaciones de peces (depredadores tope)	Magnitud	NO	Baja	Baja	Bajos
b) RVA	Ecosistemas	Magnitud, predecibilidad, duración, frecuencia y tasa de cambio	SI	Alta con precaución	Baja a media	Medios
<b>Hidráulicos</b>	En general, poblaciones de peces	Magnitud	NO	Baja	Baja a media	Bajos a medio
<b>De simulación de hábitat</b>	En general, poblaciones de peces	Magnitud	NO	Baja	Media a alta	Altos
<b>Holísticos</b>	Ecosistemas, valores económicos y culturales	Magnitud, duración y predictibilidad	SI	Alta con precaución	Media a alta	Medios a altos

Fuente UICN, 2004, adaptado de King *et al*, 1999.

Los métodos aplicados para determinar un caudal ecológico dependen del objetivo, si la instancia es otorgar derechos de agua el caudal se establece como una norma mínima a ser respetada en nuevas otorgas de derecho de agua. En el caso del Sistema de Evaluación de Impacto (SEIA) el caudal ecológico se adopta como una medida de mitigación ante la modificación del flujo hídrico, se debe garantizar un flujo aguas abajo de las construcciones de embalse, represas. En un proceso de planificación, se determinan los requerimientos de flujo de un río o cuenca para alcanzar un cierto objetivo de gestión anterior a la otorgación y ejecución de nuevos proyectos.

Los métodos integrales, tienen la ventaja de abarcar la totalidad del sistema hidrológico-ecológico-partes interesadas, más cuando es difícil disponer de datos suficientes. Lo recomendable es conformar un equipo multidisciplinario de expertos (hidrólogo, entomólogo, botánico acuático, geomorfólogo y zoólogo en peces). y buscar el consenso. En los casos en que hay que evaluar muchas cuencas fluviales, el cuadro de consulta sería el más apropiado.

Tabla 6. **Ventajas y desventajas de métodos para estimar caudales**

Tipo de método	Sub-clase	Ventajas	Desventajas
<i>Cuadro de consulta</i>	Hidrológica Ecológica	Poco caro, de uso rápido una vez calculado	No es específico de cada sitio. Los índices hidrológicos no son ecológicamente válidos. Los índices requieren datos de cada región
<i>Por computadora</i>	Hidrológica Hidráulica Ecológica	Específicos para cada sitio. Recopilación limitada de nuevos datos	Se requiere una serie temporal larga. No hay uso explícito de datos ecológicos, para poder calcularlos requieren datos de cada región
<i>Análisis funcional</i>		Flexible, sólido, más centrado en un sistema como un todo	Resulta caro recopilar todos los datos relevantes y utilizar un grupo de expertos. Puede no conseguirse el consenso de los expertos
<i>Modelos de habitat</i>		Repetible, predicativo	Costoso recopilar datos hidráulicos y ecológicos

Fuente UICN, 2004.

#### 2.1.4. Caudal ecológico en Chile

En Chile, la DGA, a partir de 1998 comenzó a considerar un caudal mínimo con el propósito de “preservar los ecosistemas y los valores paisajísticos” (DGA, 1999). En el Código de Agua (1981) se estipula la mantención de un caudal ecológico mínimo para velar por “la preservación de la naturaleza y la protección del medio ambiente” (Oficio N° 5524, 2005), en el SEIA, (CONAMA, 1998) se define caudal ecológico como el “caudal mínimo que da cuenta de la conservación de la biodiversidad propia del curso en cuestión, adecuado para asegurar el cumplimiento de las funciones y servicios ecológicos del medio acuático (como lo son la mineralización, asimilación, entre otros)” (CONAMA-Chile, 1998). En la práctica se enfatiza en el volumen aún falta incorporar los componentes del régimen hídrico y cómo éstos influyen en la estructura del ecosistema. La metodología sugerida para determinar un caudal ecológico en Chile ha sido a través de métodos de tipo hidrológicos, con un 10 % del caudal medio anual, (DGA, 1999 y Tharme, 2002). Para nuevas otorgaciones de derechos de agua se establece una cota máxima al caudal ecológico, un mínimo no superior al 20 % del caudal medio anual (CAM) de la fuente superficial y solo en casos especiales, se puede autorizar a conservar caudales ecológicos hasta volúmenes no superiores al cuarenta por ciento del CAM (Tabla 7).

Tabla 7. Aplicación de métodos de caudal ecológico en el SEIA.

Nombre del Proyecto	Región de Chile	Año de ingreso al SEIA	Tipo de método	Forma de determinación de un caudal ecológico ( $Q_e$ )
Embalse Illapel	IV	1999	Hidrológico simple	$Q_e = \bar{X}(Q_{\text{mensual}} * 0,7)$
Embalse Corrales	IV	1998	Hidrológico simple	$Q_{e \text{ mensual}} = 0.2 * Q_{\text{mínimo diario mensual}}$
Convento Viejo Etapa II	VI	2004	Hidrológico simple (Tennat)	$Q_e = 10\%CAM$
Proyecto Hidroeléctrico La Higuera	VI	2004	Hidrológico simple	$Q_{e \text{ estacional}} = 10\%CAM$ corregido por resultados aplicando Ley francesa y Norma suiza
Central Hidroeléctrica Quilleco	VIII	1998	Simulación de hábitat	$Q_e$ según método IFIM
Central Hidroeléctrica Lago Atravesado	XI	1998	Hidrológico simple	$Q_e$ según análisis estadísticos simples sobre caudales observados de 1979 a 1997

Fuente: www. CONAMA.

En los proyectos ingresados al SEIA en Chile después de 1998 se aplicaron métodos hidrológicos simples sin explicitar criterios ecológicos y determinando un volumen mínimo de agua, faltando explicitar los criterios utilizados. Solo en dos proyectos se proponen caudales variables; en uno se determinan caudales diferentes para dos estaciones del año acorde al método de Tennant (Proyecto Hidroeléctrico La Higuera) y en otro se estiman caudales con variabilidad mensual definido como el 20% del caudal mínimo diario por periodo mensual registrado (Jamett, 2005). Se observa que en un solo caso se utilizó el método de simulación de hábitat IFIM. La DGA ha promovido un estudio específico en la zona sur de nuestro país para verificar su aplicabilidad.

## 2.2. CALIDAD DE AGUA SUPERFICIAL

La "Calidad de las Aguas Continentales" es un término relativo que depende del uso final que se le de al recurso en relación con las actividades de la cuenca hidrográfica. Surge el término calidad biológica al evaluar las aguas mediante la composición y estructura de comunidades de organismos. Así un medio acuático es de buena calidad si en el se desarrollan comunidades biológicas que les son propias. Un sistema alterado puede presentar diversos efectos sobre los organismos tanto por los agentes tóxicos como por factores intrínsecos al cuerpo de agua por lo que la

alternativa es centrarse en criterios de calidad ecológica, en efectos sobre el ecosistema. Así los índices de calidad ecológica aparecen como una herramienta de magnitud (Alba-Tercedor, 1996)

El manejo sustentable del recurso agua involucra procesos hidrológicos, biológicos, físicos, y químicos, así como aspectos sociales y económicos (Karr, 1991; Norris & Thoms, 1999). Las actividades de la cuenca determinan los diversos requerimientos de uso del agua; estos son: Usos *in situ* como turismo, deportes y recreación, acuicultura, pesca deportiva y recreativa. Usos extractivos tales como riego, captación para agua potable, hidroelectricidad, actividad industrial, actividad minera. Usos ambientales que involucran la biodiversidad y sitios prioritarios (Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNASPE), usos ancestrales reservados a los pueblos nativos (DGA, 2005).

La disponibilidad y calidad química de las aguas naturales de los ríos de Chile ha estado influenciada por diversos factores, tales como: el clima oceánico (temperaturas, precipitaciones y viento) y el comportamiento hidrológico de los escurrimientos superficiales y subterráneos. Los ríos chilenos que drenan la vertiente occidental de la Cordillera de Los Andes tienden a nacer sobre los 3000 m.s.n.m. por ello son de pendiente alta y cortos lo que influye en la alta capacidad erosiva, en el transporte y el contenido de material particulado. La disponibilidad y calidad química de las aguas naturales para riego son diferentes a lo largo del país (Vila *et al*, 1996), las zonas áridas y semiáridas son las de mayor contenido salino en sus aguas naturales. Por el aspecto litológico (calidad de las rocas y componentes del suelo), los ríos del Norte de Chile poseen altos rangos de concentraciones naturales de metales disueltos en comparación con otras regiones del mundo, por ejemplo las concentraciones de boro desde la I a la IV región en algunos casos han llegado a 5 mg/L, el arsénico en la I y II región se ha detectado del orden de 0,7 mg/L, el cobre en la IV, VI, y RM y el hierro en la IV región. Las actividades de regadío y/o minería han contribuido a incrementar valores de metales pesados, tal es el caso del río Loa (II región). En la zona central los ríos Maipo (RM), Aconcagua (V región) y Cachapoal (VI región) han presentado metales pesados tanto por origen natural como por vertidos mineros representado en arsénico, cobre y molibdeno (OECD-CEPAL, 2005). En 1990 se determinó que de 102 acuíferos, 45 tuvieron altos niveles de nitratos y 35 altas concentraciones de hierro y magnesio.

La calidad natural del agua ha ido decreciendo en gran parte por las actividades productivas que se desarrollan en las cuencas, por su creciente demanda y por el mal uso que los habitantes le dan al recurso al tratarlas como receptora de residuos (Cap 1,1.2 de esta versión). Por otra parte, también ha aumentado la erosión, el ingreso de material particulado y el vertimiento de riles y agroquímicos al cauce, modificando así los tramos bajos de los ríos (Vila *et al.*, 1996; OECD-CEPAL, 2005). Toda esta intervención dificulta poder establecer la calidad natural de los cuerpos fluviales, lo que contribuye a la implementación de las normas secundarias de calidad ambiental. Hoy existe una preocupación mundial por adoptar un enfoque preventivo en el uso del agua y establecer una gestión integrada del recurso. La Asociación Mundial del Agua (GWP) ha definido la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH) como “un proceso que promueve el manejo y desarrollo coordinado del agua, la tierra y los recursos relacionados, con el fin de, maximizar el bienestar social y económico resultante de manera equitativa, sin comprometer la sustentabilidad de los ecosistemas vitales”. La Directiva Marco del Agua aplicada en la Unión Europea tiene como uno de sus objetivos ambientales el “buen estado de las aguas” a través de una gestión integrada de cuenca fluvial (DMA, 2000/60/CE). En Chile la política de recursos hídricos contempla una gestión integrada y a la cuenca como unidad de planificación, establecido en las modificaciones a la legislación actual en el Código de Aguas (DGA, 2005) y en la Estrategia de Cuencas Hidrográfica (CONAMA, 2008). Se promueve la ordenación sostenible del uso de la tierra, formulación de programas para enfrentar la contaminación en las fuentes y en los lugares de eliminación como también establecer prioridades en su uso, invirtiendo en tecnologías y caracterizando el estado de nuestros sistemas hídricos.

La norma que hasta ahora se relaciona con la evaluación de la calidad de agua en el país es la NCh 1333, Of.78, esta determina los “Requisitos de calidad del agua para diferentes usos” bajo criterios que tienen por objeto proteger y preservar la calidad de las aguas que se destinen a, usos específicos, degradación producida por contaminación con residuos de cualquier tipo u origen. Esta norma trata sobre agua para consumo humano, agua para la bebida de animales, riego, recreación y estética y vida acuática. La norma se basa en parámetros físicos y químicos y se incorpora la parte biológica sólo en la evaluación de la concentración de coliformes.

Los objetivos específicos de las Normas Secundarias son la mantención y/o recuperación de: “la calidad de las aguas para proteger y conservar las comunidades acuáticas; la conservación de especies hidrobiológicas de importancia para la pesca

deportiva y recreativa y para la acuicultura; la calidad de las aguas para la bebida de animales, sea que vivan en estado silvestre o bajo el cuidado y dependencia del hombre; proteger la calidad de las aguas para riego de manera de conservar los suelos y la flora silvestre o cultivada y proteger cuerpos o cursos de agua de extraordinaria calidad como componentes únicos del patrimonio ambiental". La elaboración y dictación de las normas secundarias requiere que cada región del país incorpore su realidad ambiental, económica y social, pero al mismo tiempo deben ser procesos homogéneos y estandarizados acordes con criterios nacionales de calidad.

En relación con la realidad ambiental regional hay que considerar que el valor de concentración de cada compuesto o elemento podrá ser modificado según la calidad natural y los criterios sitio-específicos; como por ejemplo la sensibilidad de las especies a las condiciones del medio natural en que habitan, las características físicas y químicas del lugar que influyen en la biodisponibilidad, la toxicidad, y/o los recursos hídricos con características únicas, escasas y representativas. Para determinar la calidad de las aguas se establecen ciertos criterios tales como:

Aguas de excepción, por su extraordinaria pureza y escasez forma parte única del patrimonio ambiental de la República, utilizable para cualquier situación.

Aguas de muy buena calidad, adecuada para la protección y conservación de las comunidades acuáticas, para el riego irrestricto.

Aguas de buena calidad, agua apta para el desarrollo de la acuicultura, la pesca deportiva y recreativa.

Aguas de regular calidad, adecuada para bebida de animales y para riego restringido.

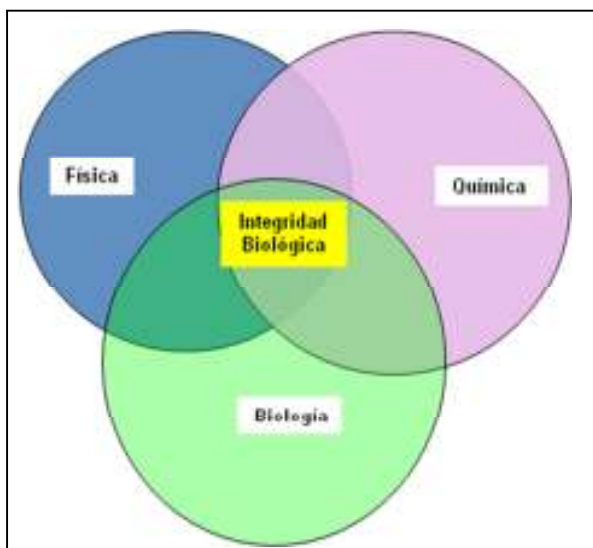
Aguas de mala calidad no adecuada para la conservación de las comunidades acuáticas ni para los usos prioritarios, sin perjuicio de su utilización en potabilización con tratamiento previo.

Se establece la calidad de las aguas según métodos clásicos de monitoreo, basados en la determinación de componentes o elementos físicos y químicos. Sin embargo, esta metodología ha resultado ser insuficiente para prevenir la disminución y/o mejorar la calidad del recurso por actividades antropogénicas. En este estudio se propone desarrollar un enfoque más integral de la evaluación de la calidad de las aguas, para poder mejorar los diagnósticos ambientales, aspecto que las normas secundarias de calidad ambiental, NSCA lo consideran en uno de sus artículos y para

lo cual se requiere incorporar en programas de Vigilancia Ambiental, futuro instrumento operativo de las futuras NSCA.

El enfoque de “integridad biológica” tiene como meta la restauración y protección de los ecosistemas de aguas continentales, el cual se define como “la capacidad de los ecosistemas acuáticos para soportar y mantener un balance integrado, una comunidad adaptada de organismos con una composición de especies, diversidad, y organización funcional comparable a los hábitat naturales de la región respectiva (Karr & Dudley, 1981), lo que involucra un conjunto de medidas desde el nivel individual, poblacional, comunitario y de atributos del ecosistema (Norris & Hawkins, 2000), lo que muestra la figura 15.

Figura 15. Enfoque de “integridad biológica” (IB).



Fuente: Molina & Vila, 2006.

Se indica la interrelación entre variables físicas, químicas y biológicas. Los métodos basados en la incorporación de la biota tienen varias ventajas desde el punto de vista preventivo y de restauración (Tabla 8), por lo que se han incorporado en otros países desde varios años a distintos niveles. Se ha usado el término de calidad biológica para indicar cambios estructurales medidos a través de la comunidad (bentos), El parlamento europeo en la Directiva Marco del Agua (DMA) 2000/60/CE originó un cambio en la gestión del agua, e introdujo un concepto más amplio el de “estado ecológico” como objetivo a conseguir para todas las masas de agua antes del año 2016. El estado ecológico de las aguas, es un indicador de la salud de los ecosistemas acuáticos evaluados en tres ejes: biótico, físico y químico e

hidromorfológico, lo que se relaciona con la escala de cuenca hidrográfica. (Pratt & Munné, 1999; DMA, 2000). Se integra la calidad biológica con cambios a nivel de ecosistema, como hidrología, hidromorfología, vegetación ribereña, fisicoquímica, ya incorporado en varios países, tales como, Estados Unidos (USEPA Draft Report on the Environment, 2003), países latinos como Panamá, Venezuela, Brasil y Colombia (Roldán, 2003).

Tabla 8. **Ventajas y desventajas de métodos químicos y biológicos.**

<b>Evaluación física y química</b>	
<b>Ventajas</b>	<b>Desventajas</b>
Se Cambios temporales detallados	Límite de detección de contaminantes
Determinación precisa de contaminantes	No integra el tiempo (excepto cores)
Determinación de flujo de contaminantes y fácil estandarización	Posible contaminación de las muestras
Uso en aguas subterráneas	Costo elevado
<b>Evaluación biológica</b>	
<b>Ventajas</b>	<b>Desventajas</b>
Integración espacial y temporal	Falta sensibilidad temporal
Respuesta a contaminación crónica	Dificultad de cuantificar
Respuesta a contaminación puntual	Dificultad de estandarizar
Estudios de bioacumulación	Los flujos no se estudian
Estudios en tiempo real	Poco útiles para aguas subterráneas
Medida de la degradación de habitat	

Fuente: Molina & Vila, 2006.

La incorporación de la biota dependerá del objetivo a determinar. Una manera es el uso de bioensayos y de bioindicadores. El uso de bioensayos sirve para la detección del efecto de uno o varios contaminantes tóxicos, son pruebas rápidas y simples y se realizan en condiciones *in vitro*, también se pueden desarrollar bioensayos a partir de especies locales. Otra manera es por medio de bioindicadores, los que han resultado ventajosos y recomendables para detectar contaminación de tipo orgánica, se consideran métodos simples y económicos que obedecen a cambios locales, pues son el reflejo de condiciones *in situ*.



La evaluación mediante el uso de bioensayos y bioindicadores complementado a los componentes físicos y químicos conduce a un biomonitoreo integrado de la calidad de agua en forma rápida, lo que contribuye a suministrar información para la determinación de riesgo ambiental (Gerhardt *et al.*, 2004).

Otro componente del sistema fluvial relevante que no está incorporado en la evaluación de las aguas superficiales son los sedimentos. En esta matriz se acumulan contaminantes como por ejemplo metales, los que potencialmente pasan al medio acuático en forma biodisponible por diversos mecanismos liberando compuestos en la interfaz sedimento/agua bajo condiciones físicas y químicas determinadas. Este aspecto no está considerado en la normativa, es más, no hay normativa de sedimentos en Chile, sin embargo, en futuros diagnósticos del estado de las aguas se deberían considerar

### **2.2.1. Bioindicadores**

Los bioindicadores son herramientas de análisis biológicos, basados en la tolerancia o nivel de respuesta de los organismos, la que difiere según el tipo de contaminante al que han sido expuestos. Esto determina que ciertos organismos sean utilizados como bioindicadores permitiendo estimar el efecto de las intervenciones antrópicas en los cuerpos de agua (Norris & Hawkins, 2000). Sin embargo este punto de vista determina una relación causa efecto que en condiciones locales *in situ* a nivel poblacional es difícil de evaluar. Las poblaciones bajo estas condiciones responden a una exposición de la matriz agua, con sus condiciones físicas y químicas que se expresan en su conjunto, y la presencia de organismos responde a esta complejidad del sistema siendo irreal su reducción a causa efecto. Por sobre el nivel poblacional el uso de bioindicadores es a nivel estructural o funcional, bajo el nivel individual para conocer el efecto de las perturbaciones se usan biomarcadores (Fig. 16).

Figura 16. Niveles de organización y uso de indicadores biológicos.



Fuente: Prat, 2004.

Las diversas actividades antrópicas son las fuerzas moduladoras de estos cambios, las que causan presiones sobre el medio, por ejemplo disminuyendo la calidad del agua cambiando el estado del recurso. Los indicadores se espera que reflejen este impacto del sistema, compuesto por cambios físicos y químicos como un todo, un enfoque de integridad (Fig.15), es decir cambios en la "salud ecológica". También importa el grado de la perturbación, las hay muy grandes por ejemplo diversos vertidos domésticos causan disminución de oxígeno lo que se podrá detectar un cambio a nivel de la comunidad de organismos, perdurando los más resistentes a condiciones mínimas de oxígeno, (Roldán, 2003).

En general el concepto de especie indicadora, está definido como "especie o conjunto de especies que tienen un particular requerimiento en relación a las variables físicas y/o químicas". Los cambios en la presencia/ausencia, número, morfología, fisiología o de comportamiento de esas especies indican que las variables físicas y/o químicas consideradas, están por fuera de los límites acostumbrados o normales" (Rosemberg & Resh, 1993). La respuesta de los organismos permite detectar condiciones ambientales específicas, así se han incorporado criterios biológicos o biocriterios que son "valores numéricos o expresiones narrativas que describen la integridad biológica de la estructura y función de las comunidades de aguas destinadas a diferentes usos" USEPA(a), 2003).

Los bioindicadores como se mencionó anteriormente han sido ampliamente usados en otros países, ya en 1909 se sentaron las bases para el sistema saprobio (definido más adelante) en Alemania lo que se extendió a otros países europeos (Roldán, 2003). En la década de los sesenta comenzó a discutirse el concepto de diversidad biológica basado en índices matemáticos derivados de la teoría de la información (Shannon & Weaver, 1963; Margalef, 1951; Simpson, 1949). Hynes (1959), en 1984 se presentaron 18 índices de diversidad 19 índices bióticos y 5 índices de similitud, Pratt *et al* (1986).

En 1981 Karr utiliza a la comunidad de peces para evaluar sistemas fluviales bajo el concepto de Integridad biológica (IBI), y en 1991 el mismo autor lo establece como una herramienta multiparamétrica, posteriormente se crea el sistema computarizado “River invertebrate prediction and classification system” (RIPACS), como un sistema que puede ser aplicado a nivel local, Barbour *et al* (1995) con 63 tipos de mediciones para ecosistemas acuáticos, los que corresponden a medidas de riqueza, índices de diversidad, índices bióticos y funcionales. Estos últimos consideran la función del organismo en la comunidad (colectores, filtradores, trituradores, entre otros) y también índices combinados que incorporan a la comunidad de macroinvertebrados junto al puntaje de su condición biológica. Resh *et al* (1995) desarrollaron métodos rápidos de evaluación de calidad de agua usando macroinvertebrados en Maryland (USA), Alba-Tercedor en 1996 usó también macroinvertebrados con el mismo fin adaptando el Biological Monitoring Working Party (BMWP) en la península ibérica. Posteriormente, Lorenz (1997) desarrolló un sistema en base a bioindicación para el río Rhin basado en conceptos teóricos que describen los ríos naturales, considerando aspectos de zonación, hidráulica, espiral de nutrientes, jerarquía de tributarios y concepto de río continuo. Estos organismos permiten responder diferencialmente a varios tipos de perturbaciones y contaminantes, reflejando el efecto integrado de las variables ambientales, entendida como una comunidad de organismos con una composición específica, diversidad y organización funcional natural de una región conocida, que puede ser usada como referencia (Norris & Thoms, 1999).

En la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE se formalizó la incorporación de los bioindicadores como complemento a factores físicos y químicos e hidromorfológicos para evaluar la calidad de agua a escala de cuenca hidrográfica. La USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) sugiere la aplicabilidad de los indicadores ambientales desde los años setenta en adelante, para dar información de la estructura

y función de las comunidades biológicas presentes y/o sus cambios históricos, incorporando la salud de los sistemas biológicos a los programas en vías a restaurar y mantener la integridad de las aguas, esto ya se ha sido usado para aguas destinadas a regadío (Helawell, 1986). Se sugieren diversos organismos para ser usados como bioindicadores, sin embargo, se recomiendan algunos más que otros de acuerdo al tipo de contaminación (ver Tabla 9).

Tabla 9. Indicadores de calidad del agua: ventajas y desventajas

Organismo	Ventaja	Desventaja
<b>Bacterias</b>	Metodología desarrollada; respuesta rápida a cambios incluyendo contaminación; Indicadores de contaminación fecal. Muestreo fácil.	Células no originadas en el punto de muestreo. Poblaciones de rápida recuperación por contaminación intermitente. Se requiere de equipo especial
<b>Protozoarios</b>	Valores sapróbicos conocidos. Respuesta rápida a cambios. Muestreo fácil.	Buen conocimiento de taxones. Células no originadas en el punto de muestreo. Las especies también tienden a presentarse en medios naturales.
<b>Algas</b> (fitoplancton)	Tolerantes a contaminación. Indicadores usados para eutrofización e incremento de turbiedad.	Experiencia en taxonomía. No muy usado para contaminación severa orgánica o fecal. Algunos grupos presentan problemas de muestreo.
<b>Macroinvertebrados</b> (anélidos, crustáceos, insectos, moluscos, nemátodos, poliquetos)	Diversidad de formas y hábitats. Especies sedentarias que indican contaminación en el punto de muestreo. Todas las comunidades responden al cambio. Especies de larga vida, pueden indicar efectos de contaminación en el tiempo.	Dificultades cuantitativas del muestreo. Algunas permanecen sobre el sustrato y otras son transportadas por el movimiento del agua. Es útil conocer de su ciclo de vida. Hay dificultad de identificar algunos grupos.
<b>Macrófitas</b>	Especies bentónicas observables e identificables. Buenos indicadores de material suspendido y enriquecimiento de nutrientes.	Falta documentación de la respuesta a la contaminación. Frecuente en contaminación intermitente. Presencia estacional.
<b>Peces</b>	Métodos desarrollados. Efecto fisiológico inmediato. Pueden indicar efecto en la cadena alimentaria. Fácil identificación.	Las especies pueden migrar para evitar la contaminación.

(\*) Fuente: Chapman (1994) en Molina & Vila, 2006.

Un buen indicador de la calidad del agua sería el organismo que se encuentra invariablemente en un ecosistema de características definidas y su población es porcentualmente superior, o ligeramente similar, al resto de los organismos con los que comparte el hábitat. Los insectos acuáticos, al ser uno de los componentes más abundantes de la comunidad bentónica, son adecuados para realizar monitoreos biológicos, su tolerancia a diferentes calidades del agua ha sido ampliamente

estudiada (Rosemberg & Resh, 1993 & 1996; Roldán, 2003), sobre todo en el hemisferio norte (Resh *et al.* 1996).

### **Características de un buen indicador**

- 1.- son organismos abundantes.
- 2.- son ubicuos, de amplia distribución y fáciles de recolectar.
- 3.- por lo general son sedentarios lo que facilita el poder reflejar condiciones locales.
- 4.- es posible su identificación taxonómica.
- 5.- son de distribución cosmopolita o distribución que involucre una analogía ecológica, se distribuyen en forma similar en zonas altas, medias y bajas de diferentes ríos.
- 6.- son longevos, acumulando los efectos de la contaminación a lo largo del tiempo.
- 7.- son sensibles a perturbaciones.
- 8.- presentan ciclos de vida largos.
- 9.- se pueden cultivar en laboratorio y poseen baja variabilidad genética.
- 10.- presentan una alta diversidad de especies.

La mayoría de los organismos acuáticos son potencialmente utilizables para estos estudios, la taxonomía de muchos grupos es bien conocida y las respuestas de varias especies a distintos contaminantes está bien documentada, sin embargo, los más indicados han resultado ser los macroinvertebrados bentónicos, entre los cuales se citan a los moluscos, crustáceos, anélidos e insectos, entre otros (Hellawell, 1986).

En la Unión Europea, 11 países utilizan macroinvertebrados, lo que les ha permitido un conocimiento del estado ecológico de sus ríos y lagos sirviéndoles de base para elaborar planes de manejo en los últimos veinte años. Para la utilización de estos organismos en la evaluación de la calidad del agua, se han usado distintos niveles de precisión. En Alemania, usan el método saprobio a nivel taxonómico de especie, en Bélgica, Francia, Gran Bretaña, Italia, Portugal, Dinamarca, Holanda e Irlanda, se han adoptado sistemas que llegan al nivel de Orden, Familia y en algunos casos a Género. Una de las ventajas del método, es el poder realizar una evaluación rápida del ecosistema a bajo costo (Roldán, 2003). En latinoamérica se está usando y falta fortalecer el conocimiento taxonómico para un sistema de evaluación refinado, pero es posible comenzar a construir los primeros mapas de calidad del agua por regiones para elaborar planes de recuperación de ecosistemas acuáticos deteriorados. En Colombia hay ya 25 años de experiencia, hoy se usa el criterio cualitativo de ausencia y presencia a nivel de Familia para conocer el estado ecológico del sistema (Roldán, com.pers). En Chile ya se ha aplicado este método pero en forma preliminar,

a nivel experimental hay sólo un antecedente por lo que amerita la necesidad de recopilar información y estandarizar métodos de evaluación y monitoreo (Figuroa *et al.*, 2007).

Los hábitat acuáticos de los macroinvertebrados son muy variados y a cada uno de ellos corresponde una comunidad determinada, así por ejemplo, unos viven adheridos a la superficie de las rocas, pequeñas piedras, troncos sumergidos o restos de vegetación; otros habitan en las orillas, adheridos a la vegetación emergente o sumergida; unos viven sobre la superficie del agua, en tanto que otros nadan en ella como los peces; otros se entierran en sustratos arenosos, fangosos o pedregosos; unos prefieren corrientes rápidas, en tanto que otros lo hacen en aguas quietas o en remansos de los ríos. La fauna acuática que se encuentra en remansos es muy diferente a la de las corrientes, así como lo es la de fondos lodosos, pedregosos o de zonas ribereñas, por ello es básico que cuando se realicen estudios para evaluar la calidad del agua, estos deben considerar todos los posibles hábitat presentes en el área de muestreo (Roldán, 2003). Hay varias maneras de aplicar el uso de los macroinvertebrados, una de ellas son el uso de métricas estructurales (abundancia, diversidad, etc.), asociada a la tolerancia de los diversos taxa a una perturbación determinada (contaminación orgánica por ejemplo), otra manera es a través de metodología de redes neuronales, bajo una clasificación fisicoquímica del agua se asocia un grupo de taxa de macroinvertebrados como bioindicadores (Gutiérrez *et al.* 2004). También se han usado métricas funcionales como producción secundaria, tasa de descomposición de la hojarasca, también el uso de rasgos biológicos como duración del ciclo de vida, número de posturas de la especie (Prat *et al.*, 2009).

Los diversos métodos más usados para medir la calidad biológica mediante macroinvertebrados se basan en correlaciones y se aplican las teorías ecológicas de: hipótesis de la perturbación intermedia, teoría del nicho y hábitat templet.

Hipótesis de la perturbación intermedia, predice que la mayor diversidad se produce a perturbación intermedia. (Connell, 1978; Ward & Stanford, 1983).

Teoría del nicho predice como los organismos en diferentes niveles de organización interactúan con su ambiente a distintas escalas espacio temporales. (Leibold, *et al.*, 2005)

Hábitat templet predice que el hábitat actúa como un filtro para el conjunto de especies características. Se pueden predecir las características ecológicas de un hábitat desde las limitaciones de las variables físicas. A mayor variabilidad espacial y menor variabilidad temporal, los rasgos deberían ser más diversos (Townsend, 1994).

Los macroinvertebrados bentónicos varían en su composición específica y abundancia con la materia orgánica presente, la que está relacionada con la productividad (Valdovinos & Figueroa *et al*, 2000), a mayor enriquecimiento orgánico disminuyen las comunidades características de aguas limpias y desaparecen las taxa intolerantes (Rosenberg & Resh, 1993). El indicador biológico es un detector, que refleja la existencia de condiciones que son complejas de interpretar resultante de una multitud de factores difíciles de medir directamente. Como se puede utilizar más de uno en la interpretación del proceso, todos ellos se combinan dentro de un índice simple llamado "Índice Biológico".

### **2.2.2. Índices Biológicos**

Entre los macroinvertebrados bentónicos, los organismos más utilizados para establecer índices biológicos son los insectos, debido a que se afectan por perturbaciones en hábitats acuáticos diferentes, tienen una amplia variedad de respuestas al estrés ambiental, son sedentarios y permiten una evaluación efectiva espacial de las perturbaciones (Rosenberg & Resh, 1993). Es importante tener presente que el uso de índices es a nivel local, al aplicar índices de otras regiones estas deben ser de las mismas características locales, lo cual es muy poco factible. Hay que considerar la condición de sitio de referencia, uso de cuenca, espacio y evaluación del hábitat. Considerando estos aspectos, en Europa como en otros lugares, han demostrado que para monitoreos rutinarios de los ríos, los métodos biológicos basados en los macroinvertebrados son los más apropiados y se recomienda utilizar estos métodos cuando las circunstancias lo permitan (Roldán, 2003). Los índices son una de las formas numéricas biológicas que nos entregan información y criterios para la evaluación de la contaminación basado en la Integridad Biológica. Los métodos de evaluación se han dividido en cuatro grupos: los índices unimétricos, los multimétricos, multivariados y de rasgos biológicos.

**A Índices unimétricos:** se calcula un valor que mida una característica clave de la comunidad, ejemplo el enfoque de la diversidad. Este enfoque considera tres componentes fundamentales de la comunidad: riqueza, uniformidad y abundancia. La

comunidad natural sin perturbación presenta gran diversidad de especies y bajo número de individuos por especie; o bajo número de especies y muchos individuos de estas especies. A pesar de la claridad del concepto sus resultados pueden variar dependiendo del método de muestreo, naturaleza del sustrato y época del año. Una comunidad bajo perturbación es esperable que presente bajo número de especies con gran número de individuos por especie. Se han desarrollado varios índices para medir la calidad del agua, siendo los más conocidos el de Shannon Weaver (1963), el de Simpson (1949) y el de Margalef (1951).

**A1.- Índice de Shannon y Weaver (1963):** Está basado en la teoría de la información; considera la distribución relativa de los individuos, el más usado para medir la entomofauna, sin embargo, es poco sensible a los cambios en el número de “especies raras” (definidas como especies muy poco frecuentes en la comunidad) (Segnini S., 1981). Mientras más uniforme es la distribución entre especies, mayor es su valor.

**Fórmula**

$$H' = -\sum_{i=1}^S (ni / n) \ln (ni / n)$$

$H'$  = índice de diversidad;  $ni$  = número de individuos por especie;  
 $n$  = número total de individuos;  $\ln$  = logaritmo natural

**A2.- Índice de Margalef (1951):** índice de riqueza específica, es menos útil, sólo consideran la abundancia total respecto al número de taxa, no incorpora la equitatividad (Hurlbert 1984).

**Fórmula**

$$D = \frac{(S - 1)}{\ln N}$$

$D$  = índice de Margalef;  $S$  = número de especies,  $N$  = número total de individuos  
 $\ln$  = logaritmo natural.

En general en ríos no perturbados el valor de los índices de diversidad son mayores, como se ha detectado en ríos chilenos (Molina *et al.*, 2006), en cuencas de ríos en Brasil se le ha encontrado una alta sensibilidad a perturbaciones originadas por la contaminación orgánica, pero también en lugares con perturbación intermedia han



resultado alto los valores. Al utilizar sólo la riqueza y abundancia de especies, no considera el tipo de organismos, sus niveles de tolerancia, sensibilidad y su capacidad de adaptarse a cambios en el medio ambiente. También se usan a baja resolución taxonómica y depende de esto su variabilidad lo que es un problema para ríos donde el conocimiento taxonómico aún es pobre como el caso de Chile.

**A3.- Porcentaje de individuos de los órdenes Efemerópteros, Plecópteros o Tricópteros (EPT)**, los que se caracterizan por tener taxa que suelen ser intolerantes a la contaminación.

El problema de las métricas simples es que en muchas ocasiones dependen del grado de perturbación, cuando estas son de alta intensidad o frecuencia, se observa un cambio en estas, la respuesta es la alteración de la estructura de la comunidad de macroinvertebrados; pero muchas veces estos índices unimétricos no son sensibles. Ante una perturbación las especies intolerantes pueden ser sustituidas por otras más tolerantes, igualando el número, también depende de la variabilidad del río, en las zonas medias o bajas de los ríos o en ríos temporales algunos órdenes son menos importantes (como los Plecópteros o los Efemerópteros), así este tipo de métrica no es el más recomendable. En latinoamérica y específicamente en Chile ha sido bastante usado (Figuroa *et al.*, 2003; SAG/ CENMA, 2004 y DGA/CENMA, 2008; Molina *et al.*, en prensa). Importante considerar en su uso los géneros de amplia distribución por la tolerancia a las perturbaciones de los taxa, puesto que su adaptación a las condiciones ambientales puede ser variable (Bonada *et al.*, 2004), y el uso de índices a nivel de familia puede ser insuficiente para reflejar la calidad ecológica. También los patrones geográficos de distribución de los taxa que según la localidad pueden mostrar patrones latitudinales y altitudinales particulares. Dentro del orden Plecoptera los géneros y familias aumentan hacia las zonas más australes respecto a las zonas más ecuatoriales (Figuroa *et al.*, 2003) e incluso en las zonas ecuatoriales hay variaciones altitudinales en un mismo género (Tomanova y Tedesco, 2007).

**B. Índices bióticos:** Abarca los aspectos de saprobiedad, combinando diversidad de especies con información cualitativa sobre la sensibilidad ecológica de taxones de individuos, en una expresión numérica. En la mayoría de los índices del enfoque biótico, se calcula un puntaje basado en la tolerancia de cada taxón de una comunidad de macroinvertebrados y en una medida de su abundancia. Se han usado distintos niveles de categoría taxonómica para asignar los puntajes de tolerancia. Sin embargo,

se sabe que el grado de tolerancia de muchos macroinvertebrados bentónicos difiere dentro de la Familia y más aún entre Géneros.

**B 1.-Índicebiótico de Kolkwitz**, es el más antiguo y conocido de los saprobios incorporado desde 1908 por Kolkwitz & Marsson en Alemania, combina la presencia, la abundancia y el grado de intolerancia a la contaminación (desde Polisapróbica, Mesosapróbica y la Oligosapróbica) de los organismos acuáticos reconocidos a nivel de especie. Se considera desde los hongos-algas hasta vertebrados, y se diseñó originalmente para el centro de Europa, con el objetivo de evaluar la contaminación orgánica y la falta de oxígeno disuelto en el agua y no responde a otras perturbaciones (Segnini, 2003; Bonada *et al.*, 2006) también se consideran aspectos físicos y químicos tales como DBO<sub>5</sub> y amonio. Ha servido como base para el diseño de otros índices, como los basados en diatomeas o en macrófitas. Puede ser aplicado a todo tipo de ríos, como se requiere el nivel de especie, no siempre es posible en el neotrópico, debido al escaso conocimiento taxonómico disponible. Este método ha sido perfeccionado por varios investigadores, incorporando una mayor cantidad de biota y criterios químicos lo que significó una mayor precisión. Actualmente se usa en Alemania donde cada cinco años se actualizan los mapas de calidad de agua.

**Fórmula del índice saprobio:**

$$S = \frac{\sum_{i=1}^n S_i \times A_i \times G_i}{\sum_{i=1}^n A_i \times G_i}$$

S = índice saprobico; i = número de orden de los taxones

S<sub>i</sub> = valor de saprobiedad de los taxones; A = abundancia de los taxones

G = peso indicativo de los taxones; n = número de taxones

Los valores del índice van desde 1 a 4.

**B 2.-Índices de combinación de la riqueza de taxa con el grado de tolerancia o intolerancia a la contaminación de los mismos**, siendo este último factor el que más pesa en el valor final. Uno de estos es el que se diseñó para el río Trent en Inglaterra. Su cálculo se basa en una tabla de doble entrada que combina el número de taxa presentes en la muestra con el valor de intolerancia más alto posible. El índice requiere una adaptación para los diferentes tipos de ríos (**IBGN, en Francia, BBI**

**enBélgica, EBI en Italia o BILL en España).** Fue un índice utilizado en los años setenta y ochenta, el cual se ha sustituido por otros (Prat, 2009). Se ha adaptado para Argentina diferenciando las zonas rítril y potamal y aplicado para el Noreste de la provincia de Buenos Aires buenas correlaciones con otras medidas bióticas de la calidad del agua y con la mayoría de los parámetros fisicoquímicos contemplados (DBO<sub>5</sub> y nutrientes). En Perú se aplicó a evaluar impacto de la actividad minera y los vertidos domésticos en el río Rímac, y resultó para las situaciones extremas pero para las perturbaciones intermedias fue poco sensible, ya que los puntajes de tolerancia no fueron adaptados a la fauna propia de la zona de estudio. Presenta el problema que en algunas localidades hay una baja riqueza natural de especies de Plecóptera y Ephemeroptera en la región Andina (Jacobsen *et al.*, 1997) por lo que la calidad ecológica de algunas localidades se subvalora. La aplicación de los índices debe aplicarse con cautela, se desconoce la respuesta de cada familia a las condiciones locales de perturbación, más a contaminaciones diferentes a la orgánica para lo cual fueron diseñados, y hasta la fecha los valores de tolerancia han sido aplicados principalmente en base a la experiencia previa de los expertos más que a un estudio detallado de sus umbrales de adaptación a las variables abióticas críticas. Hay géneros con amplia distribución, con diferentes adaptaciones al medio en que habitan, esto implica variaciones en su rango de tolerancia y al usar el nivel de familia puede no reflejar la calidad ecológica real del río (Tomanova *et al.*, 2007).

**B 3.-Índice biótico de Beck (1955),** fue propuesto en Estados Unidos, consiste en la relación entre grupos de especies Intolerantes y Tolerantes a la contaminación, los valores van de 0 (menos contaminante) a 10 (más contaminante); se originó en el Trent Biotic Index (TBI) y fue usado por primera vez en los años cincuenta. Una de las desventajas de éste índice, es que la tolerancia varía entre especies, entre Familias y entre Órdenes y es de tipo cualitativo. Es usado por Organizaciones Monitoreadoras de Ciudadanos en los Estados Unidos, está oficializado por la EPA desde 1990 y se propone extender el uso de este índice a México, ya que es sencillo de aplicar y de bajo costo (De la Lanza, 2000), a pesar del sesgo que tiene al no considerar la abundancia.

**Fórmula del índice de Beck:**

$$I = 2S_i - 2S_1$$

I = índice de Beck; S<sub>i</sub> = número de especies intolerantes; S<sub>1</sub> = número de especies tolerantes a la contaminación

**B 4.-Índice de Hilsenhoff (1988)**, se origina del índice de Chutter (1972) el que fue modificado por Hilsenhoff (1988), para ser aplicado en ríos de Norteamérica. Requiere de bajo nivel taxonómico (Familia), por lo que se conoce como Índice biótico de Familia, es recomendable por ser de bajo costo en términos de tiempo (identificación de insectos) y dinero; se ha correlacionado con alteraciones antropogénicas (Eaton, 2001), en Chile este índice se ha aplicado en las cuencas del río Chillán (VIII región ) y río Damas en la X Región (Figueroa, 2003) adaptándose uno para Chile el Ch IBF, además en comparación con otros índices resultó ser el más exigente a perturbaciones (Figueroa *et al*, 2007). En el país es necesario aumentar la información acerca de los macroinvertebrados los que presentan un marcado endemismo, la mayor información se concentra en la zona Sur de Chile (Arenas, 1995; Valdovinos C. *et al*, 2001; Valdovinos *et al*, 1993).

**Fórmula del índice Ch IBF:**

$$IBF = \frac{\sum n_i a_i}{N}$$

I = índice de Hilsenhoff; ni = número de individuos del taxón "i"; ai = Valor de tolerancia del taxón "i"; N = número total de individuos de la muestra

Valores de calidad de agua según el grado de sensibilidad por Familia de acuerdo al grado de contaminación orgánica. Los valores van de 0 a 10 (Hauer & Lamberti, 1996).

Rango IBF	Calidad de agua
0-3,75	Excelente
3,76-4,25	Muy buena
4,26-5,0	Buena
5,01-5,75	Aceptable
5,76-6,5	Regularmente Mala
6,51-7,25	Mala
7,26-10,0	Muy mala

Se establecen rangos de puntaje de índice Biótico de familia al cual le corresponde una característica de calidad de agua.

**B 5.- Biological Monitoring Working Party (BMWP)**, se estableció en Inglaterra en 1970, es un método cualitativo (presencia/ausencia), simple, rápido y requiere identificación a nivel de Familia, el puntaje va desde 1 a 10 y está basado en la tolerancia/intolerancia de las diferentes familia a la contaminación orgánica. La suma de los puntajes de todas las Familias da el puntaje total BMWP, cuanto mayor es la puntuación final, menor es el grado de contaminación ambiental, los puntajes van de 0

a 10. Este método ha sido adaptado para la península ibérica denominándose BMWP' y para Colombia el BMWP/Col (Domínguez & Fernández 1998), diseñado para ríos de montaña en Tucumán. Basado en este índice se publicó una primera guía la cual fue aplicada en la mayoría de los países neotropicales (Panamá, Venezuela, Norte de Brasil) (Roldán, 1988); también hay uno adaptado a ríos mediterráneos de Chile modificado de Alba-Tercedor, 1996. Se construyen mapas de calidad de aguas, con la necesidad de ajustar estos mapas a las condiciones geológicas, de pendiente, de altura y de sustrato de las corrientes de cada región (Pratt & Munné, 1999).

**B 6.- Índice de Stream Invertebrate Grade Number-Average Level (SIGNAL),** proviene del BMWP, basado en el método original de Armitage *et al.*, 1983, los valores obtenidos de familia son divididos por el total de familias encontradas. Se adaptó en Australia ajustando los valores de tolerancia a sus aguas Chessman 1995, 2003; Tiller & Metzelling, 2002). Se construyen mapas de calidad con los valores de tolerancia (Chessman, 2003), ya aplicado a cuencas del Sur de Chilee (Figueroa *et al.*, 2007).

#### Fórmula del índice SIGNAL

$$\text{SIGNAL} = \frac{\sum tW}{W}$$

T: valor de tolerancia de cada taxón; W: factor de peso, número individuos por taxón.

#### Valores de factor peso por abundancia de individuos

Abundancia (individuos)	W factor peso
1-2	1
3-5	2
11-20	3
> 20	4

En la tabla 10 se muestran los puntajes de los índices bióticos según tolerancia a contaminación orgánica.

Tabla 10. Resumen de clases de calidad ambiental aplicando índices bióticos

Clase	Calidad	ChIBF	ChBMWP	Signal2	Significado
I	Muy buena	0-3,75	101-150	6	Muy limpia
II	Buena	3,76-4,63	61-100	5	Ligeramente contaminada
III	Regular	4,64-6,12	36-60	3,7	Moderadamente contaminada
IV	Mala	6,13-7,25	16-35	> 3	Muy contaminada
V	Muy mala	7,26-10	15	= 3	Fuertemente contaminada

Fuente: Sistema de Clasificación. ChIBF adaptado Hauer & Lamberte, 1996; IBMWP adaptado, Alba Tercedor 1996; Signal 2 adaptado Chessman, 2003.

**C.- Índices multimétricos.** Estos índices combinan en una puntuación final el valor independiente de diversas métricas que pueden ser métricas simples o índices bióticos. La combinación de métricas es característica de cada índice y se adapta para cada región o incluso para subcuencas de un mismo río. La forma de construir el índice posee dos estrategias principales, la de los índices de Integridad Biótica (IBI) y la de aquellos que combinan métricas de forma específica dándoles pesos diferentes (que serían los que se llaman Multimétricos, se indica el diseño en Segnini (2003).

**C1.-** Los IBI fueron propuestos por Karr (1991) y en un inicio estaban pensados específicamente para peces. Se diseñan específicamente para una ecoregión determinada y se seleccionan las métricas que responden a las perturbaciones por contaminación o deterioro del hábitat. Para cada métrica se establecen tres puntuaciones, con valores de 1, 3 y 5 puntos, siendo los valores altos los que corresponden a la buena calidad. Normalmente se utilizan entre 10 y 12 métricas por lo que el valor final puede ser de hasta 50 o 60 puntos. El número de niveles de calidad que se pueden establecer es de cuatro o cinco y se supone que la variación de cada métrica es lineal con la perturbación. Se han aplicado sólo para el hemisferio Norte, y es una de las metodologías más utilizadas actualmente en los estudios para definir la calidad biológica de los ríos ya que reúnen en una única medida la variabilidad funcional y estructural de los componentes bióticos de un ecosistema fluvial (Segnini, 2003) por lo que debe construirse para una región o cuenca determinada con las características de los ríos similares en términos de temperatura, geología o vegetación de ribera. Se elijen métricas simples (riqueza, abundancia, composición, entre otra) para el índice final. Se necesita contar con estaciones de referencia para poder conocer cual es el valor de la métrica en ausencia de perturbaciones y un gradiente de perturbación. Con estos datos se establece una correlación entre métricas y los datos ambientales recolectados (con las transformaciones correspondientes de las variables para obtener correlaciones lineales). Solo las métricas que se correlacionan bien con los cambios ambientales se utilizan para el índice final, su valor va entre 0 y 1 y se usa un valor relativo frente a la condición de referencia. El método puede dar diferentes valores de probabilidad a cada una de las métricas, proporcionando un peso diferente en el valor final del índice resultado de la explicación de la varianza total de los datos ambientales que proporciona cada una de las métricas.

Por la variabilidad del índice en Europa se definió un índice multimétrico de intercalibración para toda Europa. Este índice está formado de 5 métricas que incluyen datos de riqueza específica (S, número de familias), datos de grado de intolerancia a la contaminación (EPT, ASPT y H'), como de abundancia relativa (1-GOLD) o absoluta de los organismos (log selected EPTD). El valor de cada una de las métricas está comprendido entre 0 y 1 ya que se ha dividido por el valor de referencia y se multiplica por un factor que depende de la mayor o menor correlación de esta métrica con la perturbación que se pretende medir. En este caso la mayor variabilidad la explicaba el índice ASPT. El valor final va entre 0 y 1 (en Prat *et al.*, 2009). Sin embargo este índice debe ser reformulado para diferentes perturbaciones en función de la mayor o menor correlación de cada métrica con la perturbación como se ha hecho en el caso de los ríos mediterráneos (Munné y Prat, en prensa). Este método ha sido aplicado a algunos lugares de América del Sur, por ejemplo en la cuenca alta de los Ríos Isiboro y Securé (Moya *et al.*, 2007).

**D.- Métodos multivariados o predictivos.** Aquí se incluye un conjunto de métodos que utilizan la comparación de las características de la comunidad biológica de estudio con una de referencia. Esta comparación se realiza en base a métodos estadísticos y de forma ideal comparando la abundancia (o el porcentaje) de cada una de las especies presentes con la de las especies que esperaríamos encontrar en los lugares de referencia sin alteraciones humanas. Incluyen métodos tan conocidos como el RIVPACS (Inglaterra) o su equivalente en Australia (AUSRIVAS). También se incluyen los métodos que utilizan las redes neuronales. El método requiere un conocimiento detallado de las comunidades presentes en los ríos, por lo que hay que realizar una tipología de ríos basada en las comunidades y no en los atributos físicos como los métodos anteriores métodos. Posteriormente se seleccionan los parámetros fisicoquímicos que los caracterizan y se elabora estadísticamente un método predictivo para determinar el tipo de río. Luego se compara la comunidad evaluada (la abundancia relativa de cada taxa) con la de referencia (la del tipo seleccionado). También sirve para características ambientales intermedias, el modelo nos puede indicar un porcentaje de pertenencia a diferentes tipos y seleccionar las especies que deberían estar presentes a partir de estos porcentajes. Los valores Observado/Esperado se pueden agregar en métricas (por ejemplo el número total de taxa o los índices IASPT o IBMWP) y así obtener datos de calidad comparables a otros estudios.

Los métodos multivariantes son muy poderosos y se usan a nivel de especie (Inglaterra) o de familia (Australia). Se puede determinar la validez del nivel de resolución, pero su desventaja radica en que omiten información biológica importante al eliminar las especies raras y pueden a veces no discriminar entre la variabilidad natural y la provocada por factores antropogénicos (Segnini, 2003). Además, requieren un aparato estadístico importante. No hay información de uso para Latinoamérica, pero se han establecido condiciones de referencia como un primer caso para su desarrollo.

**E.- Otras metodologías.** También una de las más usadas es la de los rasgos biológicos (“species traits”). Se trata de sustituir la lista de especies por una lista de características biológicas (tamaño, forma del cuerpo, ciclo de vida, alimentación, reproducción, etc.) y utilizar la combinación de estas características como bioindicadoras. Se pueden comparar los resultados a gran escala, ya que los rasgos biológicos no está tan influenciada por la distribución geográfica como la aproximación taxonómica. La dificultad es que los rasgos biológicos dependen mucho del nivel taxonómico (a nivel de familia pueden ser muy variables) y el desconocimiento de estos rasgos biológicos para muchas especies y conocer la variabilidad de estos rasgos en un gradiente de contaminación y en las estación de referencia. También requiere de una complejidad estadística. En un estudio para Bolivia donde se estudiaron los rasgos de 82 taxa (Tabla 7) mediante un análisis multivariado (relación rasgos biológicos- ambiente, encontraron que 30 de los 46 rasgos evaluados estaban significativamente relacionados a por lo menos un atributo ambiental. Estos resultados demuestran claramente que el “hábitat templet” es el principal responsable de la estructura de la comunidad en ríos neotropicales pero también evidencian grandes diferencias en las estrategias (Prat *et al.*, 2009). Otro ejemplo de visión funcional es el de aplicar a los grupos funcionales alimenticios para evaluar la condición ecológica de ríos. Se evalúan atributos del ecosistema en forma de proporciones entre distintos grupos funcionales alimenticios y los valores umbral de estas proporciones nos dan los criterios de la condición del atributo. Los valores umbrales empleados en este estudio son los valores de América del Norte, pero los autores recalcan la necesidad de adaptarlos a cada área de estudio. Este tipo de métodos es útil para evaluar cambios en el uso del territorio, tomando la precaución de muestrear lejos de las fechas probables de inundaciones (Prat, op cit).



### 2.2.3. Aplicación de Bioindicación

#### a) en la Unión Europea

Se desarrolló la bioindicación a partir de los años setenta como lo resume la Tabla 11.

Tabla 11. Aplicación de los principales métodos de bioindicación para la evaluación de las aguas fluviales en los países de la Unión Europea en base a los macroinvertebrados.

País	Bioindicación	Muestreo	Análisis	Identif. *	Estándar **	Rango
Bélgica	Belgian Biotic Index (BBI)	Cualitativo	Cualitativo	OFG	N	0-10
Dinamarca	Dansk Fauna Index (DFI)	Cualitativo	Cualitativo	FGS	N	1-4
Francia	Índice biológico global (IBG)	Cualitativo	Cualitativo	F	N	0-20
Alemania	Biological effective organic load saprobic (BEOLS)	Cualitativo		S	N	0-100/1-4
Grecia	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Irlanda	Quality Value (Q-rating)	Cualitativo	Cualitativo	FGS	N	0-5
Italia	Extended Biotic Index (EBI)	Cualitativo	Cualitativo	OFG	R	0-14
Luxemburgo	Índice Biótico (IB)	Cualitativo	Cualitativo	OF	N	0-10
Holanda	Quality index (K135)	Cualitativo	Cualitativo	FGS	R	100-500
Portugal	Belgian Biotic Index (BBI)	Cualitativo	Cualitativo	OFG	-	0-10
España	Biological Monitoring Working Party (BMWP)	Cualitativo	Cualitativo	F	-	0 >150
Reino Unido	Biological Monitoring Working Party/ Average score per taxon (BMWP/ASPT)	Cualitativo	Cualitativo	F	N	>150/0-10

Fuente: Pauw & Hawkes, 1993 en Roldán, 2003.

\* O: Orden; F: Familia; G: Género; S: Especie; \*\* N: nacional; R: regional; ND: no hay datos

#### b) Experiencias en Latinoamérica

En Latinoamérica los índices mayormente aplicados son los siguientes: BMWP' (Biological Monitoring Working Party) adaptado y modificado a la fauna del sur occidente de Colombia por la Universidad del Valle (Domínguez E. & Fernández 1998), BMWP (Biological Monitoring Working Party) de Armitage *et al.*, (1983) utilizado en el río de Tucumán Argentina, el índice EPT (Ephemeroptera, Plecóptera y Trichoptera) de Carrera y Fierro (2001) aplicado en el río Angosturita en Argentina.

En Chile específicamente, se ha usado el Índice Biótico de Familia IBF, en la Cuenca del río Damas (Figueroa *et al.*, 1999) en el estero Peu Peu, Sur de Chile

(Figuroa *et al.*, 2003), y en el río Traiguen (Weisser, 2003), además de ser uno de los índices con mayor potencialidad para ser usado como objetivo de fiscalización. En la VIII región en el río Chillán se compararon diversos índices adaptados (IBE, BMWP, IBF y SIGNAL), estos mostraron el mismo patrón de comportamiento, definiendo áreas en buen estado e impactadas, pero el IBF y SIGNAL fueron los más sensibles a perturbaciones no detectadas por el IBE y BMWP (Figuroa *et al.*, 2007). En la V región los estudios han sido escasos, se aplicó el IBF en el estero Quintero (Bustos & Valencia, 2006) para la zonificación de una microcuenca y en un tramo del río Aconcagua (Martínez, 2005) trabajando con metodología de sustrato artificial y evaluación rápida de calidad de aguas mediante el método SIGNAL 2 y BMWP'. Hay estudios realizados en diferentes regiones del país río Maipo localizado en la región metropolitana (financiado por la Comisión Nacional de Riego, CNR, 2000), estudios en la VIII región río Cachapoal y IV región río Elqui (financiado por Servicio Agrícola Ganadero, SAG) y otros que han sido enfocados a la búsqueda de un índice potencialmente usable para establecer monitoreos ambientales con el fin de introducir la bioindicación en la evaluación de calidad de agua para objetivos de fiscalización. En la Tabla 12 se indican los índices bióticos más frecuentemente aplicados en Chile, siendo los más recomendados a usar los índices cuantitativo ChIBF y el cualitativo ChSignal (Figuroa *et al.*, 2007).

Uno de los ríos más estudiados es el río Bío Bío en la VIII región y para el proceso de la norma secundaria se ha incluido a los macroinvertebrados bentónicos en el monitoreo del área de vigilancia en su anteproyecto de Norma. ([www.CONAMA.cl](http://www.CONAMA.cl)), río donde se dispone de información del macrozoobentos (Valdovinos *et al.*, 1993; Arenas, 1995). Es necesario robustecer este tipo de metodología, realizando más estudios cuantitativos y bajar los niveles de resolución taxonómica por ejemplo a nivel de Género. Para poder recomendar el uso de macroinvertebrados para biomonitoreo se han tomado en cuenta doce criterios, considerando fundamentos teóricos, su operatividad y su funcionamiento. Es importante la capacidad predictiva, la potencialidad para evaluar funciones ecológicas, poder discriminar impactos por actividades antropogénicas, evaluar el costo en el muestreo e identificación de los organismos, poder realizar implementación en experimentos estandarizados, considerar la escala a la cual pueden ser aplicables y el grado de confiabilidad (Bonada, *et al.*, 2006). Un único índice no cumple todos estos criterios, de manera que se deben establecer las prioridades para recomendar que es necesario desarrollar para un programa de biomonitoreo adecuado a la realidad de cada país. La aplicación

de bioindicadores debe simplificar el conocimiento de la condición del río y facilitar la tarea a los gestores del recurso.

Tabla 12. Índices bajo enfoque biótico aplicados a nivel nacional

Índice	Taxón/tipo índice	Ventaja	Referencia (ejemplos)
ChIBF: Hilsenhoff (1988) adaptado a ríos mediterráneos	Familia/ cuantitativo.	Bajo costo, correlación con alteraciones antropogénicas.	Arenas, 1995 ; Figueroa <i>et al</i> , 2003. Weisser, 2003;CENMA/SAG.2006 ; Molina <i>et al</i> , 2006 ; Figueroa <i>et al</i> , 2007 ; Carvacho, 2009.
ChBMWP: BMWP modificado para Chile.	Familia/cualitativo.	Simple y rápido, correlación con alteraciones antropogénicas	CENMA-SAG.2006 Figueroa <i>et al</i> .,2007.
ChSignal proviene del BMWP, basado en el método de Armitage <i>et al</i> 1983.	Familia/semicuantitativo	Sensibles a perturbaciones.	Figueroa <i>et al</i> , 2007.
EPT:Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera.	Orden/ cualitativo	Correlación con variables ambientales.	Leiva, 2003. Cenma, 2006. Aguilera, 2008.
IBE, modificación del Índice Biótico de Woodiwis (1978), adaptado a sistemas fluviales italianos por Guetti (1986).	Familias, Géneros y Especie/ cualitativo	Correlación con variables ambientales.	Figueroa, 2004 Figueroa <i>et al</i> ., 2007.

Fuente:Molina & Vila, 2006; Figueroa *et al*., 2007.

#### 2.2.4. Evaluación de métodos de bioindicación

Se estableció una evaluación para aplicar los macroinvertebrados a la calidad ecológica del agua mediante 12 criterios (Bonada *et al.*, 2006). De esos criterios, cinco eran relativos a la adecuación del método respecto a la teoría ecológica, tres de ellos a su facilidad de implementación (costes, estandarización) y cuatro características eran relativas a su funcionamiento (aplicabilidad a larga escala, etc.).Los criterios de evaluación y los resultados del estudio se resumen en la Tabla 13.

Esta tabla indica los siguientes signos: (+), indica que la aproximación se cumple en la condición exigida para que sea un buen método; (+/-) indica que a veces lo cumple y otras no; ( - ) indica que el criterio no se cumple sistemáticamente; (?) indica que se desconoce su comportamiento. Los doce criterios aplicados son: **I** derivado de un concepto bien establecido en la teoría ecológica; **II** es a priori predictivo; **III** es potencial para evaluar funciones ecológicas; **IV** potencial para

discriminar impactos humanos globales (contaminación en general); **V** potencial para evaluar impactos específicos (e-g. nutrientes); **VI** costos económicos bajos de muestreo y separación de las muestras (métodos de campo) o protocolos estandarizados de experimentación (métodos de laboratorio); **VII** protocolo de muestreo fácil; **VIII**: bajo costo de identificación taxonómica (no se requiere un especialista); **IX** se puede aplicar a gran escala (en diferentes ecoregiones); **X** los cambios que indica en los impactos humanos globales son muy fiables; **XI** los cambios indicados en los cambios más específicos de impactos humanos son muy fiables; **XII** relación con los impactos antropogénicos es lineal; **S** Indica la suma de todos los signos (+) y (+/- ); los valores altos corresponderían a los indicadores que cumplen mas condiciones.

Tabla 13. Resumen comparativo de aproximaciones al estudio de la calidad biológica mediante macroinvertebrados.

Aproximación método	Concepción				Implementación				Ejecución				S
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
S. saprobio	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Biomarcadores	-	-	-	+/-	+	+/-	+	+	?	?	?	+/-	6
Bioensayos	+	+/-	+/-	?	+	+/-	+	+	+/-	?	+/-	+/-	10
Asimetría fluctuante	+	+/-	-	+	+/-	+/-	+	+	?	-	-	?	7
Aprox. Uni y/o multimétrica	+/-	+/-	+/-	+	+	+/-	+/-	+/-	-	+/-	+	-	10
Aprox. multivarada	+	+/-	?	+	+/-	+	+	+/-	-	+/-	?	+/-	9
Grupos tróficos	+	+	+	-	+/-	+	?	+/-	+/-	-	+/-	?	8
Rasgos biológicos	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	?	?	10
Producción secundaria bentos	+/-	+/-	+	+	+/-	-		+/-	?	??	?	?	6
Descomposición hojarasca	+	+/-	+	+	+/-	+	-	+	-	+/-	+/-	+	10

Fuente: N. Prat, 2009., adaptada de Bonada *et al.*, 2006

### 2.3. BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA

- Aguilera, Casanueva K. A. (2008). Evaluación de la calidad del agua utilizando macroinvertebrados bentónicos en la cuenca hidrográfica del Río Choapa región de Coquimbo. Seminario de Título para optar al Título de Biólogo Ambiental. Dirigido por MCs. Ximena Molina y MSc. Irma Vila.
- Alba-Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía 2: 203-213.
- Arenas, J.N. (1995). Composición y distribución del macrozoobentos del curso principal del río Bio-Bío, Chile. Medio Ambiente 12 (2): 39-50.
- Armitage P.D., Noss D., Wright J.F. & Furse M.T. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running waters sites. Water Research 17: 333-347.
- Beck, W.M. (1955). Suggested method for reporting biota data. Sewage Ind. Wastes, 27:1193-1197.
- Benetti, A; Lanna, E; Cobalchini, M. (2003). Metodologías para determinação de vazões ecológicas em rios. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. Vol.8, nro. 2, p. 149-160.
- Bonada N., N. Prat, V. H. Resh, y B. Statzner (2006). Developments in Aquatic Insect Biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches. Annu. Rev. Entomol. 2006. 51:495–523.
- Boulton, A. (2000). River Ecosystem Health Down Under: Assessing Ecological Condition in Riverine Groundwater Zones in Australia. Ecosystem Health. Vol. 6, nro.2, p. 108-118.
- Bragg, O; Black, A; Duck, R. (1999). Anthropogenic impacts on the hydrology of rivers and lochs. Scotland & Northern Ireland Forum for Environmental Research. Report N°1 W98 (50) University of Dundee. Stirling-Escocia.
- Brizga, S; Arthington, A; Pusey, B; Kennard, M; Werren, G; Craige, N Y Choy, S. (2002). Benchmarking a Top –Down Methodology for Assessing Environmental Flows in Australian
- Carrera C. y Fierro K. (2001). Manual de monitoreo: Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. Editorial Eco Ciencia. Quito, Ecuador. 67 pp.
- Carvacho Aranguiz C. A.(2009). Evaluación integral de la calidad del agua mediante el uso de bioindicadores en el Río Cachapoal. Seminario de Título para optar al Título de Biólogo Ambiental. Dirigido por MCs. Ximena Molina y MSc. Irma Vila.

- CENMA, (2008). "Análisis de la composición físico química de los sedimentos fluviales y su relación con la disponibilidad de metales en agua" Depto. Protección y Conservación Recursos Hídricos. DGA, Informe Final, Lab Bioensayos
- CENMA (2004). "Desarrollo de un modelo para el uso de bioindicadores y bioensayos como medida de la condición biológica de un cuerpo de agua" Fondo de Mejoramiento del patrimonio Sanitario. SAG, Informe 1, Lab. De Bioensayos.
- Chessman B. (2003). SIGNAL 2-A Scoring System for Macroinvertebrate (Water Bugs) in Australian Rivers, Monitoring River Health Initiative Technical Report N° 31, Commonwealth of Australia, Canberra.
- Chessman B., J. E.Growns & A. R. Kotlash. (1997). Objective derivation of macroinvertebrate family sensitive grade numbers for the SIGNAL biotic index: application to the Hunter River system, New South Wales. Mar. Freshwater Res. 48, 159-72.
- Chutter, F.M. (1972). An empirical biotic index of the quality of water in South African streams and rivers. *Water Research* 6: 19-30.
- CONAMA (2008). Estrategia Nacional de Gestión integrada de Cuencas Hidrográficas. Santiago.
- Conference Proceeding: Rivers. Environmental Flows in River Systems. International Working Conference on Assessment and Implementation, incorporating the 4th International Ecohydraulics Symposium. Conference Proceeding. Cape Town. Sur Africa.
- Connell J.H. (1978). The diversity in tropical rainforests and coral reefs. *Science* 199. 1302-1310.
- Dirección General de Aguas, DGA (2005). Diagnóstico y Clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad. Informa Final. MOP, DGA. Realizado por CADE-IDEPE.
- Dirección general de Aguas ,DGA, 2005). "Objetivos y Alcances de la Reforma del Código de Aguas de Chile". Conferencia Internacional CEPAL, DGA y GWP.
- DMA 2000/60/CE del Parlamento Europeo y el Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de las aguas. Diario Oficial de la Comunidad Europea. L 327 de 22 de diciembre de 2000: 72 pp.
- Domínguez E. & Fernández H. (2001). Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos Sudamericanos. Universidad Nacional de Tucumán. Facultad de Ciencias Naturales. Instituto M. Lillo. 237 pp.

- Eaton, L. (2001). Development and validation of biocriteria using benthic macroinvertebrates for North Carolina estuarine waters. *Marine Pollution Bulletin* 42: 23-30.
- Figueroa R., Valdovinos C., Araya E. & Parra O. (2007). Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río mediterráneo de Chile: río Chillan, VIII Región. *Revista Chilena de Historia Natural* 80: 225-242.
- Figueroa R., Valdovinos C., Araya E. & Parra O. (2003). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua de ríos del sur de Chile. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 76 (2): 275-285.
- Figueroa R. (1999). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos de calidad de agua. Río Damas, Osorno, X Región de Los Lagos, Chile. Tesis para optar al Magister en Ciencias mención en Zoología. Universidad de Concepción. Concepción, Chile. 105 pp.
- Gerhardt A.; L. Janssens de Bisthoven y A.M.V.M. Soares (2004). Macroinvertebrate response to acid mine drainage: community metrics and on-line behaviour toxicity bioassay. *Environmental Pollution* 130 : 263 – 274.
- Gutierrez, J., H.W.Riss & R. Ospina-Torres (2004). Bioindicación de la calidad del agua con macroinvertebrados acuáticos en la sabana de Bogotá, utilizando redes neuronales artificiales. *Caldasia* 26:151-160.
- Hauer, F.R. & G.A. Lamberti (1996). *Methods in stream ecology*. Academia Press, San Diego, California, USA. 674 pp.
- Hellawell, J. M. (1986). *Biological indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management*. Elsevier Applied Science. New York. 546 pp.
- Hilsenhoff, W. (1988). Rapid field assessment of organic pollution with a family level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 65-68.
- Hulbert, S.H. (1984). Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monograph*. 54:187-211.
- Hynes, H. B.N. (1970). *The Ecology of running Waters*. Toronto, University of Toronto Press. 555 pp.
- INN (1978). Norma Chilena oficial NCh 1333. Calidad del agua para distintos usos.
- Jacobsen, D.; R. Schultz & A. Encalada (1997). Structure and diversity of stream invertebrate assemblages: the influence of temperature with altitude and latitude. *Freshwat. Biol.* 38: 247-261.
- Karr J.R. y D.R. y Dudley (1981). Ecological perspectiva on water quality goals. *Envir. Mgmt.* 5: 55-68.

- Karr, J.R., (1991). Biological integrity: a long –neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications* 1:66-84.
- King, J; Tharme, R; Brown,C. (1999). Definition and Implantation of Instream Flows. Reporte final para World Comission of Dam. University of Cape Town. Sur Africa.
- Leibold, Mathew A. y Geddes, Pamela (2005). El concepto de nicho en las metacomunidades. *Ecol. Austral.*15 (.2),117-129.
- Leiva, M.J.(2003). Macroinvertebrados bentónicos como Bioindicadores de calidad de agua en la cuenca del Estero Peu Peu comuna de Lautaro IX región de la Araucanía. Tesis de Licenciado en Recursos Naturales, Fac. de Ciencias, U. Católica de Temuco, Temuco.
- Lorenz, C. M., G.M. van Dijk., A.G.M. van Hattum y W.P. Cofino (1997). Concepts in river ecology: implications for indicator development. *Regul. Rivers. Res. Manage.* 13: 501-516.
- Margalef, R. (1951). Diversidad de especies en las comunidades naturales. *P. Inst. Biol. Appl.* 9: 15-27.
- Molina X. y I. Vila (2006). Calidad de Agua en “Manual de la Evaluación de la Calidad del Agua” Molina y Vila (eds). CENMA, SAG, U. de Chile. pág. 1-3.
- Moya N, S.Tomanova & T. Oberdorff. (2007). Initial development of a multi-metric index based on aquatic macroinvertebrates to asses streams condition in Upper Isiboro-Sécure Basin, Bolivian Amazon. *Hydrobiología* 589:107-116.
- Munné A. & N. Prat (2009). Use of macroinvertebrate-based multimetric indices for water quality evaluation in Spanish mediterranean rivers. An intercalibration approach with the IBMWP index. *Hydrobiología.*628:203-205.
- Norris, R. H. y M.C. Thoms (1999). What is a river health? *Freshwat. Biol.* 41:1-13.
- Norris R. H. & C. P. Hawkins (2000). Monitoring river health. *Hidrobiología* 435: 5-17.
- OECD (2005). Evaluaciones del desempeño ambiental CHILE. Naciones Unidas, CEPAL. 246 pp.
- Poff, N.L Y Allan, J.D. (1997). The Natural Flow Regime. *Bioscience.* Vol.47, nro 11, 769-785 pp.
- Prat N., B.Ríos., R.Acosta & M. Rieradewall (2009). Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En Domínguez & Fernandez (eds). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos.*
- Pratt, N., y A. Munné (1999). Delimitación de regiones ecológicas de la cuenca del Ebro. Barcelona. Universidad de Barcelona, Dpto. Ecología.
- Pratt, N., I. Muñoz, G. González y X. Mollet (1986). Comparación crítica de dos índices de calidad de aguas: ISQA y Bil. *Tecnología del Agua.* 31: 33-49.



- Resh, V.H., H. N. Richard y M.T. Barbour (1995). Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using macroinvertebrates. *Aust. J. Ecol.* 20:108-121.
- Richter, B; Baumgartener, J; Powell, J Y Braun, D. (1996). A Method for assessing Hydrologic Alteration within Ecosystem. *Conservation Biology*. Vol.10, nro14, p. 1163-1174.
- Roldán, G. (2003). Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Editorial Universidad de Antioquia. 170 pp.
- Roldán, G. (1988). Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Universidad de Antioquia, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Centro de Investigaciones, CIEN.
- Rosemberg D. & Resh V.H. (1993). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York. 488 pp.
- Rosemberg D.M. y Resh V.H. (1996). Use of aquatic insects in biomonitoring. In: *Aquatic Insects of North American*, Ed. By R. W. Merritt y K. W. Cummins. Third Ed. Dubuque, Iowa, Kendal/Hunt Publishing. Company.
- Segnini, S. (2003). El Uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos* 16: 45-63.
- Shannon C.E. & W. Weaver (1963). *The mathematical theory of communication*. The University of Illinois Press, Urbana.
- Simpson, E.N. (1949). Measurement of diversity. *Nature* 163:688.
- Silveira, L.A y Silveira, L.G. (2001). Vazões mínimas. En: Paiva, J. B. D. y Paiva, E. M. C.D. *Hidrología Aplicada a gestão de pequenas bacias hidrográficas*. Porto Alegre, Brasil: Ed.Associação Brasileira de recursos Hídricos.
- Stalnaker, C; Lamb, B; Henriksen, J; Bovee, K Y Bartlow, J. (1995). *The Instream Flow Incremental Methodology. A Primer for IFIM*. US Department of Interior National Biological Service, Washington D.C.
- Tharme, R.E . (2002). A global perspective on environmental flow assessment: Emerging trends in the development and application of Environmental flow methodologies for rivers.
- Tomanova, S.; P. A. Tedesco; M. Campero; P. A. Van Damme; N. Moya & T. Oberdorff (2007). Longitudinal and altitudinal changes of macroinvertebrate functional feeding groups in neotropical streams: a test of the River Continuum Concept. *Fundamental and Applied Limnology*. *Arch. Hydrobiol.* 170: 233-241
- Towsend C.R. & A.G. Hidrew (1994). Species traits in relation to habitat templet for river systems. *Freshwater Biology*. 31:265-275.

- UICN (2006). La Aplicación del Enfoque Ecosistémico en la Gestión de los Recursos Hídricos. Un análisis de estudios de caso en América Latina. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y de los Recursos Naturales. Guerrero E., Otto de Keizer, Rocío Córdoba Guerrero E., Otto de Keizer, Rocío Córdoba. 78 pp.
- Valdovinos, C. (2001). Riparian leaf litter processing by benthic macroinvertebrates in a woodland stream of central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 74: 445-453.
- Valdovinos C. y. Figueroa R. (2000). Benthic community metabolism and trophic conditions of four South American lakes. *Hydrobiología* 429:151-156.
- Valdovinos C., Stuardo J. y Arenas J. (1993). Estructura comunitaria del Macrozoobentos de la zona de transición Epiritrón – Hipo Epiritrón del río Bío Bío. *Monografías científicas. EULA* 12: 217- 247.
- Vila I., M. Contreras & J. Pizarro, (1996). Análisis del Efecto del Material Particulado en aguas de riego. I-IX región. Antecedentes Preliminares. Informe Final. S.I.T. N° 35. Ministerio de Obras Públicas, Dirección General de Aguas. Departamento de Conservación y Protección de Recursos hídricos. Convenio Lab. Limnología, Fac. Ciencias, Dpto. Cs Ecológicas, U. de Chile.90 pp.
- Ward, J.V y Tockner, K. (2001). Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology*. Vol.46, p.807-819.
- Ward J.V.& Stanford (1995). Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated rivers: research and management* 11: 105-119.
- Weisser, K. (2003). Evaluación de la calidad del agua utilizando bioindicadores en la Cuenca del río Traiguén. Tesis de Licenciado en Recursos Naturales. Fac. de Ciencias. U. Católica de Temuco. 109 pp.

### **Páginas web**

CONAMA (Comisión Nacional del Medio Ambiente): [www.conama.cl](http://www.conama.cl)

EPA OWOW Monitoring and Assessing Water Quality Recent Additions

<http://www.epa.gov/owow/monitoring/new.html>

USEPA(a) 2003. Bioassessment and Biocriterio.

<http://www.epa.gov/waterscience/biocriteria/glossary.html>.



**CAPÍTULO III**  
**ECOSISTEMAS FLUVIALES**



El paisaje es una unidad compleja, un área heterogénea compuesta de ecosistemas interactuando, los que se repiten conformando un mosaico de parches. Este término ha ido evolucionando desde un enfoque descriptivo a uno funcional, en este último importan los procesos dinámicos e integradores conformando un todo. Se exponen dos enfoques conceptuales para referirse al paisaje, uno es el ecológico y el otro de ordenamiento y gestión, además de sus definiciones. El primero “ecológico” se enfoca en la heterogeneidad espacial y el segundo “ordenamiento y gestión” en la dinámica y estructura del uso de la tierra, dirigido a la planificación territorial. Este último enfoque mencionado trata al paisaje como una ciencia transdisciplinaria bajo una mirada holística donde el hombre forma parte de este, y se establece el nivel más alto de jerarquía denominado el “ecosistema humano total”. Se desarrolla el concepto de paisaje fluvial, es así que los ríos se relacionan con su entorno por medio de fronteras dinámicas, que forman parte del paisaje funcional. Bajo la mirada ecológica en el contexto de cuenca hidrográfica, está la ventaja de poder integrar la estructura y la función, tomando en cuenta la variabilidad temporal. Se describen diferentes percepciones del paisaje fluvial, los temas que este concepto aborda y como los ecosistemas acuáticos son reflejo del paisaje fluvial. Finalmente se explican algunos modelos de ríos bajo un enfoque funcional (conceptos de río continuo, de pulsos de caudal, de discontinuidad serial), que aún en Chile falta desarrollar.

### **3.1. ECOLOGÍA DEL PAISAJE**

La ecología del paisaje es una sub-disciplina de la ecología y la geografía, que se centra en la variación espacial y los efectos sobre los procesos ecológicos. Las acciones antrópicas han modulado cambios en el paisaje, con consecuencias sobre la distribución y el flujo de energía y materiales. La ecología del paisaje típicamente se

ocupa de problemas aplicados bajo un contexto holístico donde los componentes que lo conforman interactúan entre sí como un todo.

Se mencionan a continuación diferentes definiciones de paisaje, por ejemplo, según Zonneveld, es parte del espacio sobre la superficie terrestre, que conforma un sistema complejo, (Forman, 1995) formado por la actividad de rocas, agua, aire, plantas animales y hombre. La entidad se reconoce por sus formas fisonómicas, donde el grado de complejidad lo indica la diversidad de entidades que lo componen. Para los autores Forman y Gordon, (1986), el paisaje es “un área heterogénea compuesta de un grupo de ecosistemas interactuando que se repiten de una manera similar a lo largo de los kilómetros de extensión”, constituyendo un mosaico de parches (Forman, 1995). Naveh, (2000) define paisaje como entidades físicas, ecológicas y geográficas que integran todos los procesos y patrones naturales y antropogénicos. En general el término ha ido evolucionando desde una perspectiva descriptiva a una funcional, donde el resultado de los procesos identifican al paisaje, conformando un sistema dinámico e integrador.

El paisaje constituye una unidad definida medible e identificable por la repetición espacial del conjunto de ecosistemas interactuantes, la geomorfología y regímenes de perturbaciones, caracterizado por poseer estructura, función y dinámica temporal. Para referirse a paisaje se han usado diversos términos tales como, paisaje geográfico, geosistema, *landshaft*, *landscape*. Se distinguen al menos tres niveles: el geosistema o paisaje natural, el socio-sistema (sistema de producción y poder) y el sistema cultural.

La estructura corresponde a la organización espacial de los elementos o usos del territorio (matriz-mancha corredor), dada por la interacción entre los distintos ecosistemas, que lo componen. Consiste en la distribución de energía, materiales y especies, en relación al tamaño, forma, número, tipos y configuraciones de los ecosistemas en el espacio. La función establece la interacción espacial entre los elementos es decir el flujo de energía, materiales y especies entre los ecosistemas. Se estudia la dinámica temporal y la alteración de la estructura y función del mosaico ecológico, las relaciones espaciales entre elementos del paisaje, tales como los flujos de energía, nutrientes minerales y especies, a lo largo del tiempo.

La Ecología del Paisaje data desde los años 1950, en que el biogeógrafo alemán C. Troll, la define como el “estudio de las interacciones físico-biológicas que

gobiernan las diferentes unidades espaciales en una región". El consideró las relaciones verticales (agua, suelo, aire, biota) y las horizontales (espaciales).

La Asociación Internacional de Ecología del Paisaje (IALE) fue creada en los años 80, y se refiere a la Ecología del Paisaje como "el estudio de la variación espacial de los paisajes a escalas diversas, incluyendo las causas y consecuencias biofísicas y sociales de la heterogeneidad de los mismos" (IALE; 1998). Recientemente Wu & Hobbs (2007) definieron a la ecología de paisaje como "la ciencia y el arte de estudiar la relación entre el patrón espacial y los procesos ecológicos a través de los niveles jerárquicos de la organización biológica y las diferentes escalas en el espacio y el tiempo". Se concibe como "una categoría científica general de carácter transdisciplinario", se distingue un sistema espacio-temporal, complejo y abierto, que se origina y evoluciona en la interfase naturaleza-sociedad, en un constante estado de intercambio de energía, materia e información, donde su estructura, funcionamiento, dinámica y evolución, reflejan la interacción entre los componentes naturales (abióticos y bióticos), técnico-económicos y socio- culturales" (Salinas *et al*, 1998).

El desarrollo de la Ecología del Paisaje en las últimas tres décadas permite establecer dos enfoques para su aplicación, uno es el ecológico y el otro el de ordenamiento o gestión, dado principalmente por la formación académica y de investigación de los especialistas que la han desarrollado.

El enfoque ecológico, enfatiza en los aspectos ecológicos relacionados con la heterogeneidad espacial, ocupándose más de las relaciones horizontales del paisaje. Uno de sus principales exponentes han sido: Troll, Forman, Gordon, Merriam, entre otros. En estos sistemas se estudia la influencia de la estructura del paisaje (patrón espacial) sobre los procesos ecológicos, tanto a escala local como regional. Las interacciones como sus consecuencias son contingentes a las características del entorno que lo constituye, reflejándose a múltiples escalas espaciales y temporales. El paisaje es una entidad espacial, un ensamble de ecosistemas en interacción, centrando su interés en los diferentes fenómenos relacionados con el intercambio entre los sistemas y la heterogeneidad espacial. El término paisaje se usa para designar una escala de trabajo y un nivel de percepción.

El enfoque de "ordenamiento y gestión", enfatiza en la planificación territorial, analiza la dinámica y la estructura del uso de la tierra y la cartografía ecológica. Se enfoca como una ciencia transdisciplinaria, cuyo objetivo principal es la resolución del problema de la gestión y desarrollo de los territorios, a escala regional y local. En la



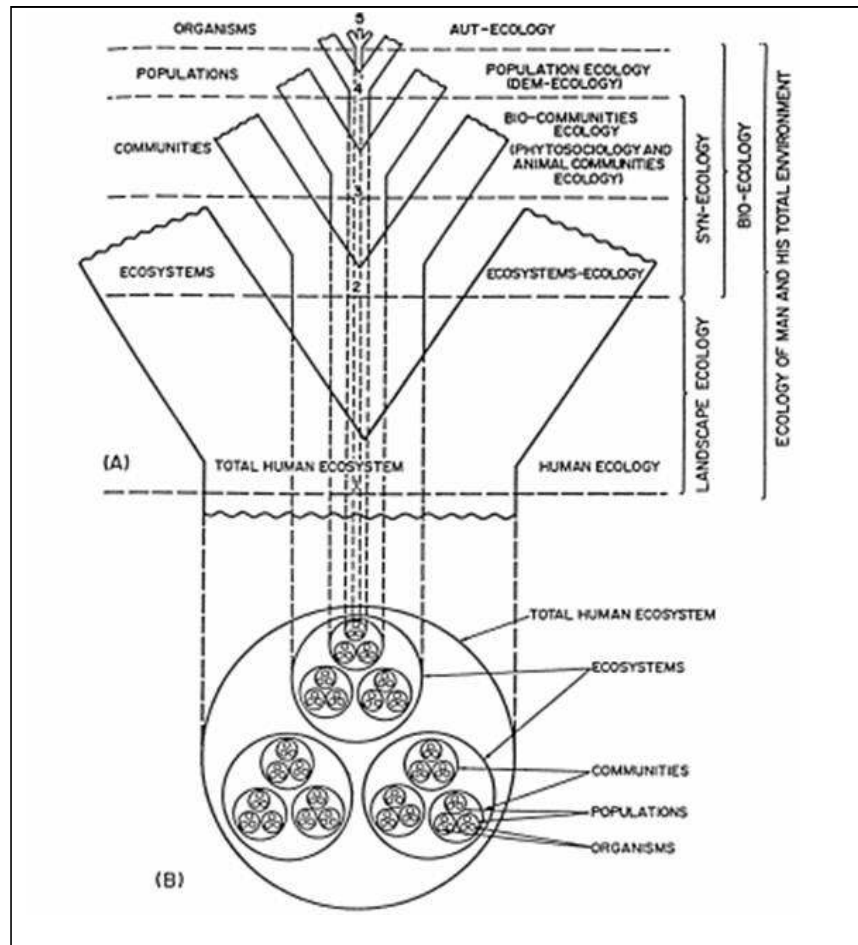
ecología convencional los ecosistemas naturales son considerados el mayor nivel de organización jerárquica (O'Neill *et al*, 1987), y el hombre un factor externo (Pomeroy & Alberts, 1988). Bajo el enfoque de gestión se crea la necesidad de incorporar una mirada holística, en la cual el hombre es parte integral del sistema, originando un nivel adicional de integración que sería el de mayor jerarquía ecológica, llamado "Ecosistema Humano Total". En este modelo la ecología del paisaje adquiere una posición única, de puente entre las disciplinas de la bio-ecología y de la ecología humana (Fig. 17, Naveh, 2000)

El Ecosistema Humano Total (EHT) puede considerarse la más alta entidad ecológica co-evolutiva en la tierra, con paisajes formados por ecosistemas que se repiten, a lo largo de una escala espacial de kilómetros de extensión. Este EHT debería ser estudiado y administrado por derecho propio, sobre diferentes escalas funcionales, espaciales y dimensionales. Sus rangos van desde el ecotopo (parche) como unidad básica siendo esta la mínima parte mapeable, hasta el paisaje mundial que es la ecósfera. El paisaje EHT es como un supersistema, incorpora el espacio conceptual de la mente humana, la "Noosfera", la vida en su totalidad, los ámbitos de nuestras percepciones, conocimientos, sentimientos, y la conciencia. Este debería ser considerado el principal paradigma holístico de la ecología del paisaje, nos hemos comportado bajo la creencia que el hombre puede dominar las leyes de la naturaleza. El paisaje es una realidad compleja, diversa, que en su evaluación incluye lo natural, lo social, lo cultural, lo económico y lo visual.

En Norte América la ecología del paisaje ha tendido a una dirección más ecológica analítica, enfocándose en los modelos espaciales y su efecto sobre los procesos ecológicos, a menudo en paisajes naturales, siendo el hombre un agente perturbador importante en la configuración de paisajes. En Europa ha tenido varias aproximaciones, se ha incorporado la conservación, planificación, arquitectura del paisaje, evaluación del paisaje, biología, geografía, ciencias ambientales, entre otros. En Rusia específicamente tuvo un fuerte componente de planificación social y económica. En general se enfatiza una mirada humanista y holística del paisaje, de naturaleza-sociedad, siendo el hombre un factor relevante para el desarrollo de la disciplina de percepción humana. Desde 1960 se han producido sinergismo entre las dos perspectivas realizando aportes en la comprensión de la heterogeneidad espacial. Forman, (1986 & 1995) combina elementos de ambas perspectivas (europea y norteamérica), aborda las relaciones patrones-procesos a una escala espacial más amplia para las actividades humanas y percepción de paisaje, también destaca la

importancia del hombre y la relevancia que tiene la ecología de paisaje para el uso de la tierra y manejo de los recursos.

Figura 17. Jerarquías ecológicas y disciplinas científicas.



Fuente: Naveh & Lberman, 1994, en Naveh, 2000.

El desarrollo actual de la ecología del paisaje está en transición consolidando las principales ideas y planteamientos. Tanto en Europa como en América del Norte se remontan a la definición original de Carl Troll y se propone integrar la geografía (estructura) y el enfoque ecológico (funcional).

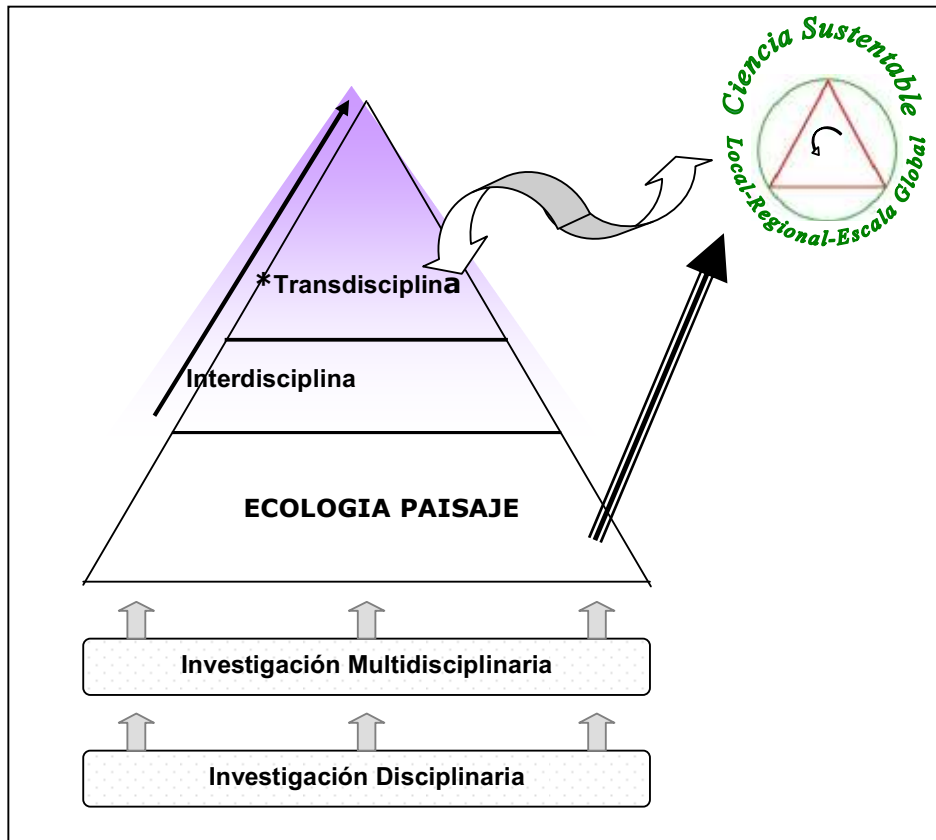
La ecología de paisaje como ciencia transdisciplinaria (Fig. 18) debe orientarse a realizar aportes para proponer soluciones a los problemas ambientales, lo que requiere un cambio de paradigma. Desde una aproximación convencional reduccionista y mecanicista a una holística y orgánica, mediante la incorporación de enfoques de integridad, conectividad y complejidad. La ecología del paisaje podría contribuir desde su integración estructural y funcional a la sostenibilidad de la ecosfera

y a establecer un balance armónico entre la productividad y belleza del paisaje de la biosfera, saludable y habitable de la tecnosfera, en pro de las generaciones futuras. Esta podría servir de catalizador para establecer una simbiosis en esta sociedad post-industrial entre la naturaleza y sociedad humana, lo que actualmente se considera una necesidad urgente (Naveh, 2000).

La transdisciplinaridad permite la búsqueda de alternativas sostenibles más atingente a la realidad, pues promueve la cooperación sistemática involucrando a los actores de interés, se deben formar equipos que trascienden fronteras disciplinarias, articula ciencias y conocimientos en pro de resolver los problemas de la sociedad de una manera más integral y participativa, por lo que puede aplicarse a estudios en el ámbito de la gestión de recursos.

Frecuentemente se han conformado equipos interdisciplinarios para la resolución de problemas ambientales, donde cada disciplina plantea sus objetivos de acuerdo a su especialidad, entonces se busca la “alta especialización” de los profesionales, para el estudio de caso y los actores directamente involucrados quedan fuera del sistema. En una transdisciplina se identifica el problema y los objetivos resultan ser comunes, así el equipo asume de manera consensuada la investigación como un todo. Esto se puede lograr trabajando en equipo durante todo el proceso desde la planificación, implementación hasta la evaluación de la investigación. Involucra la interdisciplina y la participación, enfatiza el ejercicio de la corroboración más que el falsear y validar escenarios como la ciencia tradicional. Se establece un dinamismo entre naturaleza y sociedad para la ciencia sustentable a distintas escalas espaciales desde lo local a lo global, (Fig. 18).

Figura 18. **Ecología de paisaje, transdisciplina y desarrollo sostenible.**



Se producen intersección entre las disciplinas geografía, ecología, antropología social: 1.- Ecología espacial (ecología y geografía); 2.- Geografía humana (geografía y antropología social); 3.- Ecología cultural (antropología social y ecología)  
Fuente: IALE, 1988.

En el campo de la búsqueda de soluciones ambientales, tiene ventajas y desventajas.

### **Ventajas:**

- se valoriza la participación de todos los actores cognoscibles de la investigación.
- el actor principal de la investigación son los actores involucrados, como la comunidad, municipio o personas.
- el problema se socializa, esto da un margen de seguridad a la aplicación de las decisiones consensuadas, pues requieren de procesos sociales y culturales y no partes temporalmente definidos.
- la base metodológica es interdisciplinaria con diversidad de enfoques científicos frente a un solo problema, el que busca la articulación cualitativa y cuantitativa hacia el

desarrollo sostenible (García, 2006), creando condiciones para establecer diálogos, en una reciprocidad de conocimientos y vivencias.

-la ética es importante, toda actitud que niegue el diálogo y la discusión, cualquiera sea su origen ideológico, científico, religioso, económico, político y filosófico, es rechazada.

### **Desventajas:**

-riesgo que podría ocurrir en el sentido de subordinar al profesional técnico al actor local, y así fundamentalizar su rol social. En nuestro país históricamente ha faltado fomentar la participación ciudadana, en parte por la falta de voluntad política para fortalecer esos espacios por parte de los gobiernos de turno. En la política ambiental del país por ley se contempla la participación como uno de los Instrumentos de Gestión Ambiental.

-la transdisciplinariedad como disciplina es de reciente aplicabilidad desde los años 2000, en comparación con la multidisciplinariedad, que nace en los años 1980 (García, 2006).

La Asociación Internacional de Ecología del Paisaje es una de las organizaciones ampliamente difundida en Europa y Norteamérica, que desarrolla este tema, y que su base de análisis es la planificación y gestión de los paisajes del mundo, con enfoque transdisciplinario.

## **3.2. PAISAJE FLUVIAL**

En Chile los ríos han sufrido una serie de alteraciones producto de diversas actividades antrópicas que históricamente han vertido sus desechos a los ríos (Molina & Vila, 2006; DGA, 1999; OCDE, 2005). Estas acciones han repercutido sobre la salud del sistema, visualizándose un énfasis en favorecer el crecimiento económico, por sobre la protección de los recursos y la calidad de vida de las personas.

Chile cuenta con una Política de recursos hídricos desde 1999, planteada en el documento de Estrategia Nacional de Cuencas Hidrográficas, por CONAMA en el año

2008, donde se establecen los lineamientos para proteger el recurso. Protección dirigida a la calidad y cantidad del recurso, a resguardar el consumo humano y armonizar objetivos de conservación de los ecosistemas con el aprovechamiento sustentable de este, por parte de las actividades económicas. Es necesario establecer una serie de líneas de acción, entre las cuales está la de mejorar la base de información para la toma de decisiones para la gestión del recurso hídrico y recursos naturales, conformando las instancias regionales de integración público – privada para dar inicio al proceso de elaboración de los respectivos planes de gestión ([www.CONAMA.cl](http://www.CONAMA.cl); Capítulo II de esta versión).

Esto significa contar con estudios que aporten a la gestión de cuencas hidrográficas en pro de un buen estado del recurso, fomentar la transdisciplinariedad fortalecer la participación de los diferentes actores, desde la etapa de planificación, para tomar decisiones consensuadas con validez y realidad para ser aplicadas.

La ecología de paisaje como fue explicado está relacionada con lo que concierne a la influencia del modelo espacial sobre procesos ecológicos, con lo cual se deben definir las escalas espaciales, que serán abordadas necesariamente para la gestión. Respecto a los ríos estos debieran formar parte de los programas integrales de manejo de cuenca, pues conforman una unidad involucrada en el funcionamiento de esta. Los ríos poseen una dinámica geomorfológica e hidrológica con gran efecto sobre los patrones temporales y espaciales a escalas múltiples. La composición química de los flujos y la entrada y distribución de detritus y desechos son afectados por la composición y estructura del paisaje terrestre circundante.

Las actividades humanas han afectado la dinámica de la cuenca, causando una reducción de la dinámica espacial y temporal en los sistemas fluviales, simplificación de los gradientes naturales, alteración de vías de interacción y desconexión de los componentes del paisaje. Se requiere poder construir un equilibrio dinámico sostenible entre la naturaleza del sistema río y la cultura asociada a esta localidad, conocer las zonas riparianas en el sentido de incrementar el conocimiento de como son sustentadas, formadas y afectadas en sus funciones, ante la aceleración de los cambios por acción antrópica (Likens, 1991), incluyendo hoy grandes perturbadores como lo es el cambio climático global.

Al revisar la literatura referida a paisaje se observa una tendencia a considerar a los ríos como parte de los sistemas terrestres. Sin embargo estos pueden constituir

un sistema *per se* por sus características. Son sistemas gobernados por el flujo de agua, por su viscosidad y densidad, son agentes que unen elementos en la escala espacial y temporal (Wiens, 1999). Constituyen una unidad de la cuenca de captación, donde los procesos biofísicos unen sistemas terrestres y acuáticos convergiendo dentro del paisaje, diferenciándose por sus características geográficas, bióticas y abióticas.

Una zona relevante es la zona ripariana, frontera dinámica que abarca los bordes de las áreas transicionales influenciadas por el agua dulce y sistema terrestrecircundante estableciendo un complejo ecotono. Este posee atributos que contribuyen sustancialmente a la biodiversidad, a la productividad y a la variedad de hábitats y refugio para los organismos. Puede afectar el funcionamiento de los ecosistemas involucrados, con repercusiones en el control hidrológico de la cuenca. Esta zona forma parte del paisaje funcional, se establece una interrelación dada por flujos que intercambian material, organismo, energía e información de un lado a otro dentro de los límites y entre elementos del paisaje adyacente (Hansen & di Castri, 1992). Así es importante poder asegurar sus funciones ecológicas, para mantener los procesos de toda la cuenca, uniendo ecosistemas acuáticos y terrestres (Likens y Borman, 1974), pues juega un rol fundamental en el manejo de áreas ecológicamente vitales (Naiman *et al*, 2005). Parte de sus funciones vitales es el ciclado y retención de nutrientes dentro del paisaje, la reducción de la concentración de contaminantes biológicamente activos, el minimizar las pérdidas de material erosionado desde áreas de mayor altura, el suministro de hábitat para organismos, la protección y restauración del sistema fluvial.

Los ríos poseen una estructura interna propia (patrones de pozas, rápidos, tributarios, canales, islas de vegetación, trenzados en la llanura de inundación), conformando una composición de parches, dado por estructuras biofísica tridimensional de complejos corredores y matrices culturales desde cabecera al mar, los que pueden cambiar en su configuración, en respuesta a cambios por ejemplo en el régimen de flujo hidrológico (Malard *et al*, 2002) y otras actividades antrópicas.

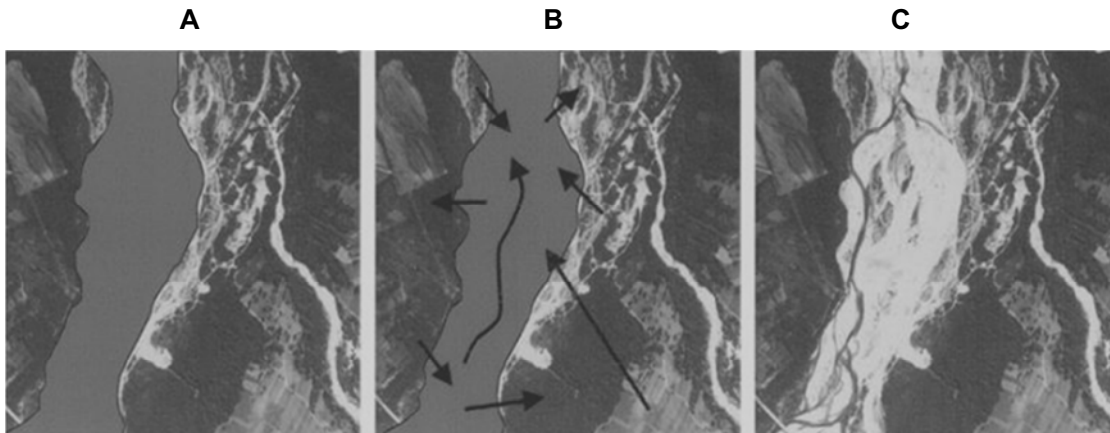
El paisaje fluvial está formado por áreas heterogéneas compuesta de ecosistemas interactuando o parches, (Hobbs 1995), para ver la influencia de los patrones espaciales y temporales sobre los procesos ecológicos, debe ser abordado espacialmente como cuenca hidrográfica. El objetivo es mantener el potencial

desarrollo de la cuenca, realizando estudios tendientes a integrar la estructura, la dinámica y la función, bajo un enfoque holístico.

El paisaje fluvial se puede percibir de tres maneras diferentes (Wiens, 2002), (Fig.19):

- a) río como un sistema homogéneo dentro del paisaje terrestre en el cual se considera la estructura del paisaje en forma estática espacialmente.
- b) río conectado con el paisaje circundante por una serie de flujos a través de fronteras agua-tierra o longitudinalmente como corredor río abajo, en el cual se considera la dinámica espacial del sistema.
- c) río como parte de un paisaje internamente heterogéneo y además es un paisaje dentro del sistema río, con lo cual se mira como un sistema dinámico en el tiempo.

Figura 19. Percepciones de los ríos como paisaje (Wiens, 2002).



Fuente: Wiens, 2002

Los ríos forman redes dendríticas que pueden ser el atributo dominante estructurante que organiza la cuenca de captación y el paisaje. La vegetación ripariana, puede actuar como tampón a lo largo del río de varias maneras: minimizando el área de inundación río abajo; disminuyendo la velocidad de flujo, absorbiendo o incrementando la tasa de evapotranspiración; atrapando sedimentos; constituyendo un hábitat para especies raras, las cuales se mueven a lo largo de la red dendrítica de vegetación. Los sistemas ribereños pueden ser vistos como multiescalas de interacciones de elementos terrestres y acuáticos anidados jerárquicamente, los que conforman unidades homogéneas (los parches) observables, a una escala espacial dada (Poole, 2002); también pueden ser vistos como corredores dentro del



paisaje, en que la interacción entre agua - superficie terrestre - tipo suelo y pendiente, determinan la riqueza de la vegetación y el hábitat (Forman, 1995).

La ecología del paisaje fluvial se unifica en seis temas (Wiens, 2002):

- (1) los parches difieren en calidad
- (2) los límites del parche afectan el flujo
- (3) el contexto de parche
- (4) la conectividad es una condición crítica
- (5) los organismos son importantes
- (6) la escala es esencial

### **1.- Parches difieren en calidad**

El paisaje es un mosaico de parches (Forman, 1995) que difieren en el espacio y tiempo. La actividad humana lo ha modificado e influido en diferenciar los parches. Los organismos pueden reflejar las diferencias en la calidad de estos parches, este mosaico se puede describir mediante un mapa descriptivo, que representa la componente espacial del proceso ecológico. Ejemplo, en parches ricos en vegetación, se presenta una gran actividad de descomposición, caracterizada por bacterias y hongos, en la que abundan larvas por ejemplo de Chironomidos y Copepodos adultos. En parches ricos en arena el material refractario es mayor, así el recurso alimento determina la diferencia en la composición biótica de los parches. Lancaster, (2000) demostró experimentalmente, la diferencia en la distribución de invertebrados en los parches, causada por diferencias en los regímenes de flujo, porque los parches eran usados como refugios frente a altos disturbios. Se encontraron diferencias por magnitud de flujo entre los taxa y entre parches de diferente tamaño. Los estudios han demostrado diferencias entre los parches y además que estos cambian en el tiempo.

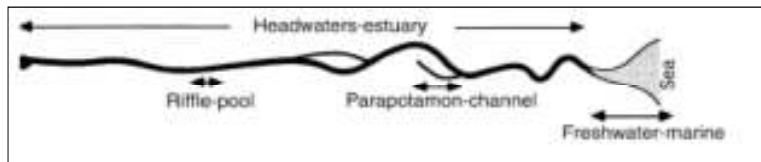
### **2.- Límites de parches afectan el flujo**

En los ecotonos caracterizados por ser áreas complejas donde ocurren cambios ambientales, que frecuentemente poseen mayor diversidad, se establece intercambio entre parches (Ward & Wiens, 2001). Los límites son zonas de regulación de flujos o intercambio de materiales, energía, o individuos entre parches, estos difieren en su permeabilidad y esas diferencias pueden crear patrones espaciales en la abundancia de organismos, concentraciones de nutrientes o depositación de materiales. Los sistemas ríos constituyen una multiplicidad de límites longitudinales, laterales y verticales y además potenciales vías de intercambio (Fig. 20). Por ejemplo

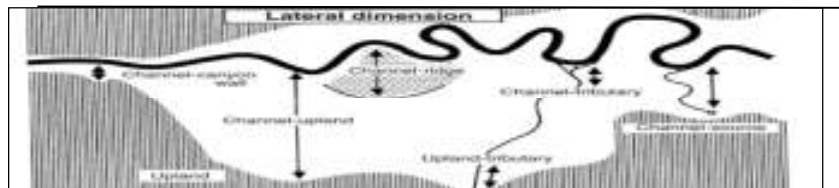
en los bordes laterales, la amplitud y composición de la vegetación ripariana puede influenciar la cantidad de sombra que el río recibe, la tasa de transferencia de nutrientes, contaminantes, hojarasca, detritus, tasa de predación terrestre y acuática, movimiento de insectos acuáticos. También hay intercambios a través de los límites bajo la corriente del río, dentro y fuera de los sedimentos o zona hiporreica (Ward & Wiens, 2001).

Figura 20. **Ecotonos y vías de intercambio.**

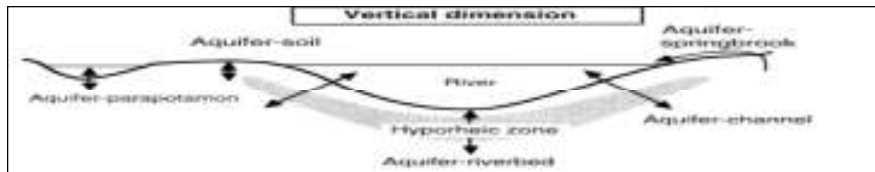
A. Dimensión longitudinal



B. Dimensión Lateral



C. Dimensión Vertical



Principales vías de intercambio de materiales, energía y organismos en una dimensión longitudinal. (A), dimensión lateral (B), dimensión vertical (C) en un sistema fluvial. Fuente: Ward & Wiens, 2001.

Estas vías de intercambio en los ríos han sido alteradas históricamente por el control de flujo como por ejemplo, embalses. A lo largo del eje longitudinal en los ríos se produce erosión aguas arriba, transportando materiales río abajo junto con depositación de sedimento. En la dimensión lateral cambia por una dinámica biofísica que constituye un mosaico en el plano de inundación. Así estos sistemas se contraen y expanden en respuesta a cambios estacionales, en el escurrimiento y en la morfología del valle. La dinámica física regulada por el clima hace variar una serie de aspectos tales como, los períodos de descarga en la cuenca, los deshielos, la infiltración de substratos, la formación de acuíferos que contribuyen al escurrimiento

en periodo de descargas bajas (estiaje). Al aumentar las precipitaciones o deshielo se excede la capacidad de infiltración, y el agua fluye por canales superficiales. La dinámica del régimen de flujo hídrico influye directamente en las llanuras aluviales, y son procesos formativos primarios de la diversidad del paisaje ribereño. La composición iónica del agua, la erodabilidad del transporte por materiales que escurren, se reflejan en la geología de drenaje, como por ejemplo algunos ríos sufren dilución por el drenaje de aguas arriba, y si el material parental está compuesto por granito basáltico producen sedimento con escasos iones disueltos.

Se podría resumir que la expansión y contracción a través del curso longitudinal (la primera dimensión espacial) y la segunda dimensión lateral están influenciadas en gran parte por la precipitación y geomorfología, (Naiman *et al.*, 2005) y en la tercera dimensión (vertical) la contribución por aguas subterráneas y aluviones que se van acumulando.

### **3.- El contexto de parche**

El ecotono está determinado por su propia naturaleza e influenciado por las características de sus fronteras. Lo que se incorpora al río a través de los límites tierra-agua, puede depender de las características de la vegetación terrestre, de las relaciones entre las propiedades de una cuenca de drenaje, de la integridad y de su funcionamiento (Likens & Borman, 1974). Cresser *et al* (2001), demostró que la calidad química fue influenciada por el tipo de suelo y material parental del área adyacente, por la cubierta vegetal de la zona ripariana y el uso de suelo del paisaje circundante. Otro ejemplo es la evapotranspiración de la vegetación ripariana que puede afectar el balance del agua del sistema (Dahn *et al*, 2002), y la alteración en la composición o extensión de la zona ripariana que puede tener efectos sobre la hidrología, demostrado para ambientes áridos. Relación biota y sedimento adyacente son dependientes de la entrada de nutrientes, de la hojarasca y del detritus el cual está relacionado con la composición de las zonas más altas del paisaje, como por ejemplo de la sombra de vegetación adyacente (Palmer *et al*, 2000b), y la historia del uso de la tierra.

### **4.- Conectividad es crítica**

Esto se refiere al movimiento de materiales, de individuos, de nutrientes, de energía o de disturbios a través del paisaje. Este movimiento está influenciado por: el

ordenamiento de los parches en el mosaico, la complejidad del tipo de parches y de los límites que separan las diferentes localidades. La calidad del parche por ejemplo se relaciona con la resistencia al movimiento, tiempo de residencia del parche, propiedades de los límites y contexto del parche, distancia entre las localidades y por el movimiento característico del aspecto de interés.

Hay una serie de tipos de heterogeneidades espaciales: la altura, el número de orden del río, la configuración longitudinal dado por secuencia de corrientes y pozas, el desarrollo de islas, las áreas de inundación, entre otros. La gran heterogeneidad espacial puede alterar el movimiento del agua, lo que influye en los organismos y todo lo que contiene el sistema, ejemplo la dispersión de propágulos, los insectos. La conectividad ocurre tanto lateralmente, como longitudinalmente, las planicies de inundación pueden cambiar con la estacionalidad, por la regulación de los ríos o por represas o diques, lo que restringe la conectividad lateral entre el río y la planicie de inundación y la variación temporal y espacial de esta en el cauce principal del río (Ward & Stanford, 1995 b).

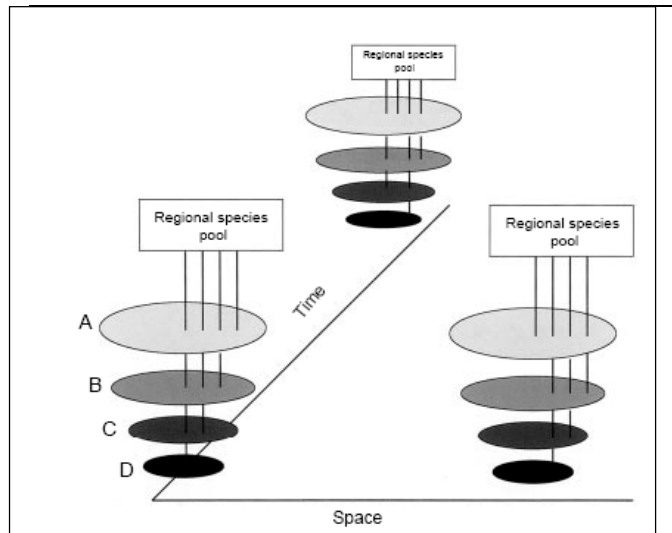
## **5.-Los organismos son importantes**

Las variaciones en el caudal, la deriva de invertebrados, los intercambios en los límites, el contexto de parche, la conectividad, afectan a los diferentes organismos. Los organismos tienen diferentes movimientos, capacidades y diferentes expresiones del parche o selección de hábitat, sus respuestas ante la heterogeneidad del mosaico de parches difiere. Los patrones de diversidad biológica dentro del sistema fluvial reflejan las respuestas de los organismos a la estructura del paisaje. La biodiversidad en ecotonos, puede ser mayor (Ward & Wiens, 2001), ya que diferentes taxa responden diferente a propiedades del paisaje, así este aspecto varía según el modelo espacial. Se observaron diferencias entre taxa de invertebrados, en respuesta a parches usados como refugio durante altos disturbios en el flujo. La deriva de invertebrados en la corriente varió entre taxa, en relación al ciclo de vida de los organismos, asentamiento, conectividad de la corriente, flujo hidrológico y configuraciones de los límites. Así la distribución de la deriva de macroinvertebrados, no fue al azar sino que respondió a la intersección de rasgos de organismos y estructura del paisaje fluvial. Se concluye que el paisaje debe ser visto como un organismo, más que exclusivamente como una perspectiva antropocéntrica (Wiens *et al*, 1993).

Organismos pasan por un filtro donde la interacción con el ambiente determina cuales taxa lo pasan (vía rasgos ecológicos) y constituyen la comunidad a una escala particular. Los sistemas cambian en el tiempo, por variaciones de flujo y estacionalidad y en el espacio por estructura del paisaje. Lancaster, (2000) observó una acumulación diferencial de organismos, en parches bajo diferentes condiciones de flujos. La agregación de taxa en grupos funcionalmente definidos, puede proporcionar una forma de desarrollar un organismo centrado en la ecología del paisaje, sin llegar a detallar a nivel especie-específica.

Diferentes factores ambientales actúan para determinar la ocurrencia de especies en diferentes escalas espaciales, es lo que se conoce como el concepto de "filtro paisaje" (Poff, 1997), (Fig. 21). Esto fue demostrado a multiescala en los experimentos de Downes, Hindell & Bond, (2000), ellos demostraron que la densidad y diversidad de macroinvertebrados lóticos fueron dependientes tanto del tipo de sustrato (calidad parche) a escala local como de las diferencias en la composición de la fauna a una escala más amplia. Cualquiera sea el punto de vista de la escala, tanto cambiando continuamente como jerárquicamente, los procesos físicos y culturales que producen los patrones de paisaje y las respuestas de los organismos a estos, resultaron ser escala dependiente. Relaciones que se manifiestan en una escala pueden desaparecer, o son reemplazadas por otro tipo de relaciones a otras escalas. Roth, Allan & Ericsson, (1996) encontraron que el índice de integridad biótica para peces fue fuertemente correlacionado con la extensión de la agricultura, humedales y bosques en los alrededores del paisaje terrestre a escala de cuenca y muy débiles o no significativos a escala local, también a escala local, la vegetación ribereña fue un débil predictor de la integridad biótica. A escala regional, el uso de la tierra se sobreestima en sus contribuciones a la vegetación local, la evidencia de una preferencia por los rápidos para invertebrados que habitan en grava de un particular tamaño, desaparecen a mayor escala, al incluir tanto piscinas como rápidos en el análisis. El sistema ribereño es dinámico, la manera como el ambiente filtra y restringe a los miembros de la comunidad a diferentes escalas varía en el espacio y tiempo.

Figura 21. Concepto de filtro de especies.



Fuente: Poff, 1997.

Concepto de filtro de especies con ciertos rasgos entre escalas espaciales jerárquicas. Aplicado a filtro de paisaje a escala de cuenca. A: Escala cuenca; B: escala de valle; C: escala de canal; D: escala microhábitat.

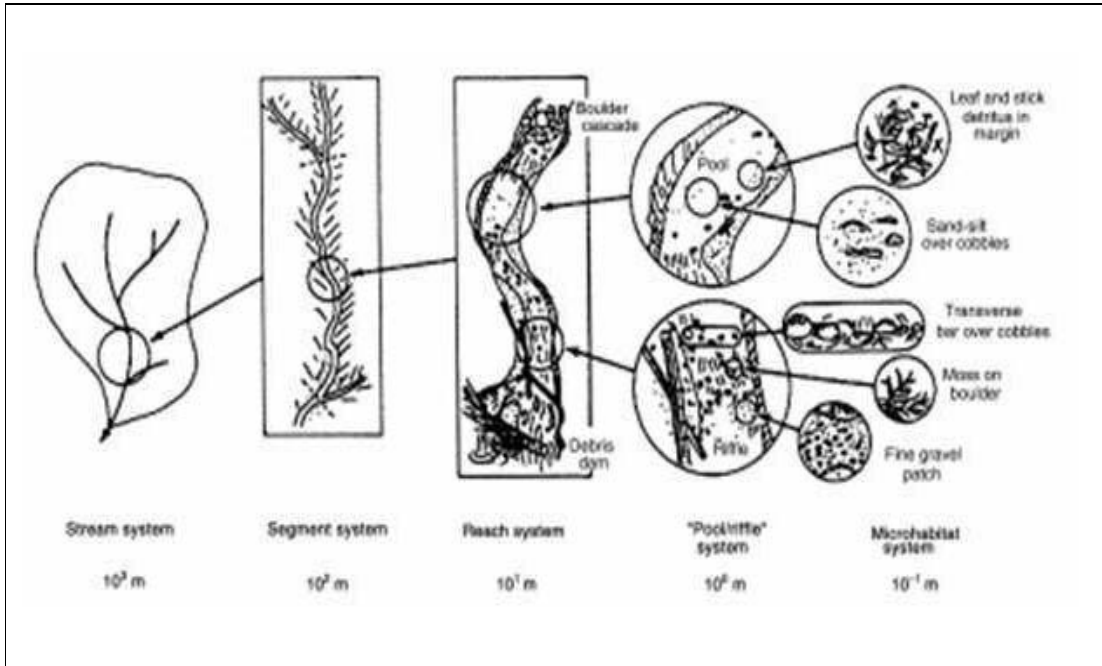
La dependencia de la escala en patrones ecológicos tiene problemas en observación y experimentación en los sistemas ribereños. Para determinar como la estructura de parches, en un río afecta la distribución de organismos, habría que ordenar parches de diferentes tipos en el diseño experimental, sin embargo los experimentos están limitados a escalas de tiempo y espacio más finas. Las escalas pequeñas son influenciadas por efectos del paisaje a amplias escalas; a causa de la hidrología la escala se desconoce. Los paisajes fluviales son heterogéneos, y los patrones y los procesos cambian con la escala, los resultados de los experimentos a finas escalas no pueden fácilmente extrapolarse a escalas más amplias, o viceversa (Lodge *et al.*, 1998; Wiens, 2001).

## 6.- La importancia de la escala

La escala es el tema en la ecología del paisaje (Wiens, 2001), todos los aspectos cambian con la escala. La respuesta a la estructura de paisaje difiere para organismos de tamaño y movilidad diferente, pero la resolución de paisaje para el organismo es escala dependiente. Organismos con diferentes requerimientos en flujos hidrodinámicos respondieron a diferentes escalas (Wellnitz *et al.* 2001). Salmónidos que se mueven en varios mosaico de parches, podrían responder a configuraciones de

parches de distintas escalas, así sus respuestas a la estructura de flujo podría ser escala dependiente, (Fukushima (2001) documentó que una asociación entre la distribución de salmónidos en arroyos se manifestó a una escala de 50 m de resolución, a escalas más amplias desapareció. Para esto se ha considerado conceptos como el “escalamiento jerárquico” (Fig. 22) (Townsend & Hildrew, 1994; Ward & Palmer, 1994).

Figura 22. Clasificación jerárquica de hábitats de ríos.

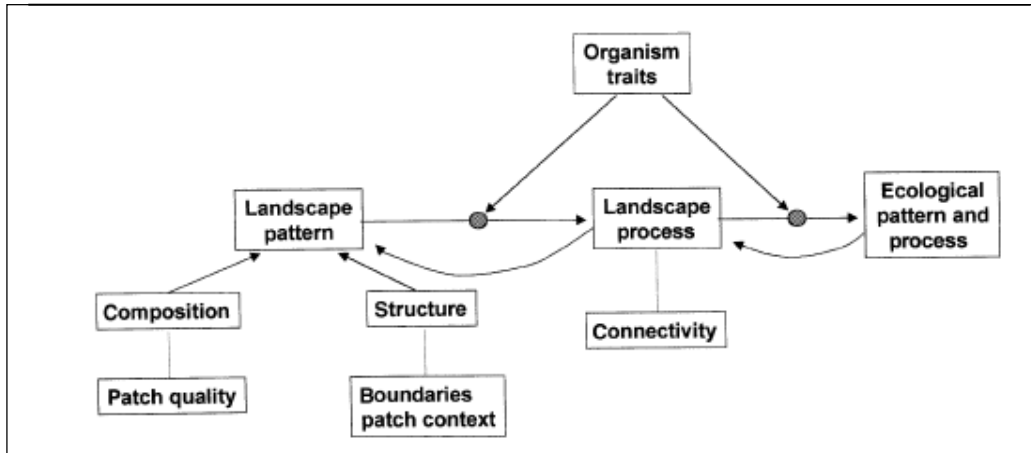


Fuente: Frissell et al 1986 desde Townsend & Hildrew, 1994.

### 3.2. CONEXIÓN PAISAJE FLUVIAL Y ECOSISTEMA

Los ríos y esteros en cualquier escala expresan la característica esencial de los paisajes, la variación local o heterogeneidad (Wiens, 2000), lo que crea la textura del paisaje. En la figura 23 se esquematiza como los paisajes están estructurados, como funcionan, y se afectan los patrones y procesos ecológicos.

Figura 23. Integración de ecología de paisaje y efectos sobre sistemas ecológicos.



Fuente: Wiens, 2004.

Los modelos de paisaje se derivan de su composición (tipo de elementos que contiene) y de su estructura (como se ordenan los elementos en el espacio), reflejando las variaciones en la calidad del parche, en el contexto y límite del parche. El patrón espacial de un paisaje se traduce en los procesos que son dependientes del paisaje espacialmente, como consecuencia de la interacción entre el patrón de paisaje y la forma en que los organismos responden a ese modelo, que viene determinado por las condiciones ecológicas, morfológicas, conductuales y características de la historia de vida de los organismos. Una de las consecuencias de esta interacción, es la forma de la conectividad funcional, encontrada en un paisaje. La vinculación patrón-proceso produce en el paisaje una dependencia espacial, en una variedad de fenómenos ecológicos, mediado por los rasgos de los organismos. Vía integración de las características de los paisajes y de los organismos, es que la ecología del paisaje puede ofrecer nuevas ideas a la ecología fluvial, vinculando los patrones espaciales con los procesos ecológicos (Ward, Malard, & Tockner, 1999).

El agua ejerce un fuerte factor físico forzante sobre el sistema, altamente direccional, la hidrología da forma al paisaje. El flujo de agua hace que la estructura de parche en los paisajes fluviales sea dinámico, estos cambian de forma y composición según las variaciones en el flujo. De manera que, las adaptaciones de los organismos que ocupan los ríos y arroyos son modulados por la hidrología, a través de sus efectos sobre la disponibilidad de recursos alimenticios, pulsos de flujo o simplemente la fuerza física de las corrientes (Adis & Junk, 2002; Robinson, *et al*, 2002). El flujo de agua direccional aumenta la conectividad del paisaje fluvial, en los ríos los parches interceptan el flujo y atrapa organismos o materiales en movimiento. La conectividad



es suministrada por el medio, mas que por la configuración estructural del mosaico por si solo. Los ríos proporcionan excelentes sistemas para desarrollar y probar la teoría del paisaje.

### **3.4 APROXIMACIÓN ECOSISTÉMICA DE LOS RÍOS**

Los ecosistemas son reflejos de los paisajes los cuales interactúan entre sí, y la percepción de estos dependerá de la escala de observación (Forman & Godron, 1985). La teoría de ecosistemas establece que el comportamiento de la naturaleza es como un todo, interconectada y autoorganizada (Jorgensen & Müller, 2000).

La teoría de sistema nace en los años 1925 con von Bertalanffy con publicaciones sobre el sistema abierto (Johansen 1991). La teoría general de sistemas establece que, para comprender el funcionamiento de la naturaleza se requiere conocer los elementos y las relaciones entre ellos, contraria a la ciencia clásica reduccionista, donde los elementos del universo observado se aíslan y al juntarlos constituyen el sistema. Esta aditividad es justificable bajo la aplicación del procedimiento analítico, el cual considera que las partes que lo conforman no interaccionan entre sí y que el comportamiento de estas son lineales, condiciones que no se cumplen en las entidades llamadas sistemas. Al contrario los sistemas pueden ser descritos bajo un conjunto de ecuaciones diferenciales no lineales, circunscrito a una complejidad organizada por interacciones fuertes.

La meta principal de la teoría general de los sistemas es hacia la integración, a la unidad de las ciencias naturales y sociales, lo que pudiese ser un recurso para la búsqueda de una teoría exacta en los campos no físicos de la ciencia. Esto se ha considerado un nuevo paradigma científico, (von Bertalanffy, 1993), para lo cual se necesita disponer de mecanismos interdisciplinarios para explicar y predecir el comportamiento de la realidad. Uno de los métodos de análisis para describir un sistema es definir los objetivos, el medio en que se desarrolla, los recursos, componentes y dirección (Johansen, op.cit.).

Los ecosistemas son construcciones conceptuales influenciados por la percepción del observador (von Bertalanffy, op.cit.), constituyendo un instrumento para el estudio de la naturaleza en forma integral. El concepto de ecosistema data desde Tansley en 1935 bajo una aproximación proceso funcional, en que lo definió como un todo en el sentido físico incluyendo el conjunto de organismos los que interaccionan y conforman

el bioma, y establece que desde el punto de vista del ecólogo son las unidades básicas de la naturaleza. Para Likens, 1992 un ecosistema es una unidad espacial que incluye la biota y la parte abiótica, donde los límites dependen de la pregunta planteada y del observador, por lo que constituye un constructo útil para el estudio de las interacciones entre los componentes bióticos y abióticos y el cambio entre sus interrelaciones con el tiempo (Likens & Bormann, 1985). No es un objeto natural (ONeill, 2001), por lo que se construye con los componentes requeridos para responder la pregunta planteada y por lo tanto los límites espaciales son definidos arbitrariamente por el observador. La estructura y función son gobernados por factores ambientales los que varían continuamente. El metabolismo del sistema y las actividades biogeoquímicas caracterizan a la función (flujo químico, ciclado de nutrientes, descomposición, fotosíntesis). El flujo es el movimiento de entrada y salida a través de los límites de un ecosistema, donde tanto la biota como los componentes no vivos responden y alteran los flujos de salida, en estos sistemas abiertos, la estructura interna depende del flujo de energía del entorno. El ciclado permite el intercambio de materiales entre los componentes vivos y no vivos dentro de los límites del ecosistema, definido por el observador.

Bajo una mirada termodinámica el sistema lo componen estructuras autoorganizadas y autocatalíticas, basadas en circuitos de retroalimentación dado por las vías de reciclaje interna (Odum, 1995), esto ha sido la base de las explicaciones holistas en ecología (Marín *et al*, 2006). Para Jorgensen (1992) el ecosistema es una unidad o sistema biótico funcional, capaz de sustentar la vida, compuesto por variables biológicas y no biológicas, donde las escalas temporales y espaciales no son definidas a priori y se basan en los objetivos del estudio, definición centrada en los componentes bióticos.

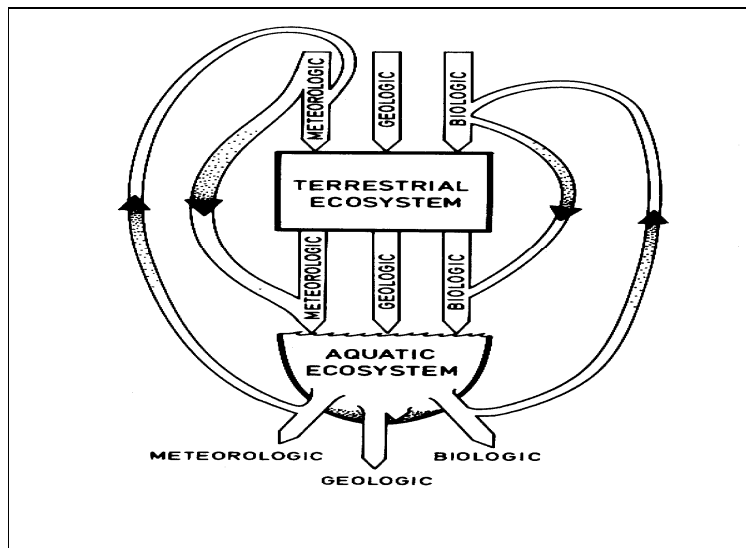
De las varias aproximaciones de ecosistema, es difícil confluir en una sola, por un lado se crea el problema de compatibilizar el objeto de estudio donde los límites son conformados por unidades espaciales con la condición de autoorganización. De tal manera que se hace crucial en un estudio ecosistémico establecer los criterios bajo los cuales se establece la unidad de estudio y se definen sus límites.

Un indicador de los límites sería que los flujos intrasistémicos por los que se sustenta el ecosistema sea mayor que los flujos intersistémicos. Sin embargo uno de los problemas es el desconocimiento de las relaciones funcionales entre ecosistemas,

además hay que agregar la dinámica temporal a la que están sujetos, de tal manera que conocer la historia de los ecosistemas en estudio permite poder predecir los cambios de estado a futuro. Cambios sucesionales, perturbaciones en la calidad del agua, cambio climático, entre otros, son los que podrían afectar tanto la estructura como la función, crecimiento y desarrollo de éste.

Los ríos cumplen un rol en la interacción entre ecosistemas acuáticos y terrestres, pueden reflejar en el estado del recurso las diversas actividades y condición de la cuenca de drenaje. Conceptualmente la cuenca puede ser delimitada funcionalmente por la actividad biológica y área de drenaje, donde el flujo de energía, agua, nutrientes y otros materiales que entran y salen del ecosistema son transportados por vectores meteorológicos, geológicos y biológicos (Fig. 24). En el modelo conceptual de Likens & Bormann, (1985) se presentan varios flujos y componentes y ciclado a través de interacciones entre aire-tierra-agua. Para el aire vectores meteorológicos son el viento, sustancias disueltas en la lluvia, aerosoles, gases, entre otros. En el flujo geológico se tiene al material disuelto y particulado transportado por el área de drenaje y material coluvial. El flujo biológico está dado por la transferencia de químicos o energía entre la biota.

Figura 24. Modelo funcional de interacción entre ecosistemas



Fuente: Bormann y Likens, 1985.

La figura 24 expone un modelo funcional de interacción entre ecosistemas acuáticos y terrestres. Los vectores meteorológico, geológico y biológico mueven nutrientes o energía.

La salida de material geológico, material químico disuelto y particulado que drena de la cuenca es la principal entrada geológica para los ríos. Como los ríos constituyen una serie de diversas interacciones entre los componentes bióticos y abióticos constituyen per se un sistema, y no son sólo conductos de transporte de fluidos y materia, como se les suele tratar. Los ríos pueden transformar, almacenar o liberar materiales y ser alterados por entradas de la cuenca de drenaje. El río y su área de drenaje representan una unidad funcional que conforman el paisaje (Likens & Borman, 1985, siendo los ecosistemas las unidades funcionales del paisaje (Odum, 1971) donde los límites espaciales son establecidos por los flujos, pudiendo fijar una escala donde las estructuras ecológicas dependan principalmente de la interacción entre sus componentes, es decir que presente autoorganización en su interior.

Bajo el concepto de ecosistema un cambio en algún componente del sistema, repercute en los otros que están interconectados y por lo tanto en su funcionamiento, tal es el caso de los efectos provocados por acción antropogénica. Naturalmente el material en los ríos está en continuo movimiento (Leopold 1941 en Likens & Bormann, 1985), en el corto plazo los vectores meteorológicos son los que retornan el material desde los ecosistemas acuáticos a terrestres, con repercusiones en el flujo de nutrientes, materia orgánica y actividad heterótrofica.

Los ecosistemas se autoorganizan, pero si dependen de flujos externos no se cumple el principio de autoorganización, lo que puede ocurrir en sistemas perturbados. Por otro lado los límites son subjetivos y dependen de la pregunta del observador para poder definir la unidad de estudio. El concepto ha sido considerado de una significación múltiple (Pickett & Cadenasso, 2002), por lo que algunos autores usarán este concepto refiriéndose a un área geográfica que sirva de marco de referencia para manejo de recursos y para otros será un sistema autoorganizado, (Marín *et al.*, 2006). Esta ambigüedad dificulta su aplicación en un análisis medioambiental donde la componente social y por ende su percepción se debe incorporar. Para cumplir con las condiciones postnormales se ha propuesto el concepto de sistema Físico-Ecológico-Social (FES-sistema), para hacer referencia a una unidad espacialmente explícita donde los límites dependen de las preguntas a responder, los observadores que la formulan y el contexto social en el que ellas se plantean, modelo conceptual socialmente dependiente de las relaciones sociedad-naturaleza, generado para analizar integralmente una región definida. El concepto

incorpora dos nuevas características a los ya existentes una componente socio-ecológica y otra bioecológica. (Delgado, 2007), que fue aplicado en la cuenca de Aysén.

En ecosistemas acuáticos la cuenca hidrográfica podría constituir un ecosistema, esto basado en que se cumpliría el principio de autoorganización, donde las estructuras ecológicas dependerían mayoritariamente de la interacción entre componentes al interior del sistema (Marín *et al*, 2006). La conservación de ecosistemas es uno de los objetivos establecidos en la gestión del recurso hídrico a través de la estrategia de cuencas en el país. En ella se refiere a la cuenca “como el espacio geográfico por excelencia que integra y relaciona los sistemas naturales, productivos, sociales y económicos, considerando a las aguas superficiales y subterráneas”, y constituye la base territorial para la gestión ambiental en el país (CONAMA, 2008).

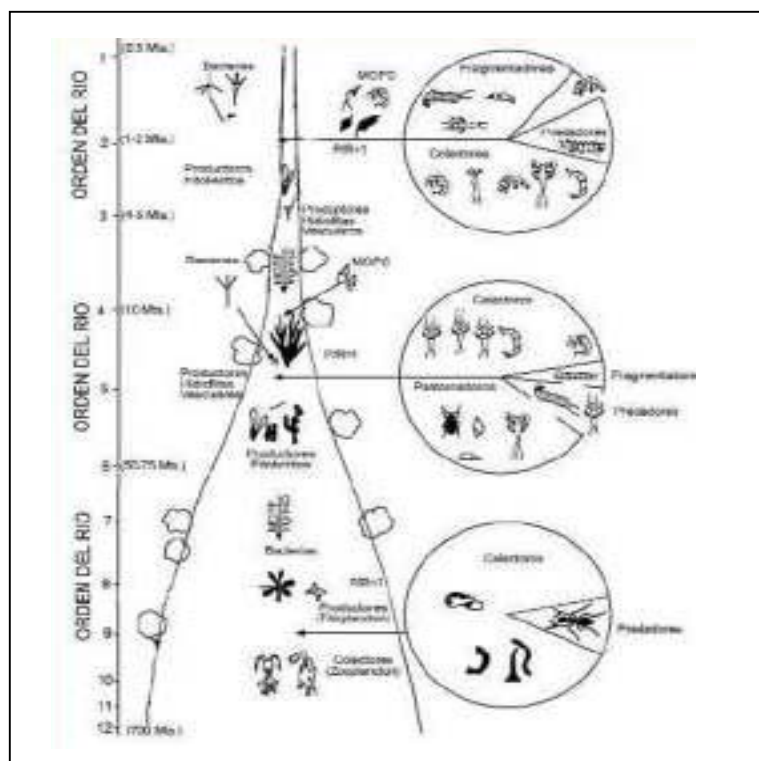
### **3.5. MODELOS DE FUNCIONALES DE RÍOS**

Los ríos reflejan el estado de la cuenca, lo que depende en parte de las tasas y escalas espaciotemporales de los procesos que ocurren en él, dado por los flujos de materia y energía que el sistema intercambia con el entorno. El río naturalmente cambia su estructura biológica, también su hidromorfología y química desde cabecera a desembocadura, lo que implica un cambio en su funcionamiento. Existen diversas teorías que tratan sobre los procesos e interacciones entre los componentes que conforman los sistemas fluviales sin embargo aún se desconoce lo que aplica para Chile. Una de las teorías es el concepto de río continuo”, el concepto de “pulsos de caudal” y el concepto de “discontinuidad serial” aplicado para el área de manejo.

**1.- Concepto de río continuo de Vannote *et al*, 1980:** consiste que desde la cabecera a la desembocadura del río la abundancia de los grupos trofofuncionales y la relación Producción (P)/ Respiración (R) varía espacialmente en respuesta a los cambios de las características hidrodinámicas del sistema y la disponibilidad de materia orgánica alóctona. Se ha cuantificado que en el hemisferio Norte entre un 81 % a 95 % del carbono orgánico fluye en ecosistemas alóctonos (Connors & Naiman, 1984).

En los ríos templados se identifican cambios en la estructura de las comunidades que se pueden agrupar en tres grupos principales: cabeceras (de orden 1 a 3), corrientes de longitud media (de orden 4 a 6) y grandes ríos (de orden 6). Las corrientes de cabecera están influenciadas por la vegetación ribereña y por un gran aporte de material alóctono. En este espacio el sistema presenta heterotrofia dependiente ya que la relación Producción (P) / Respiración (R) es inferior a 1, con un aporte de materia orgánica y detritus de más de un 90 %. Si son expuestos a la luz solar y alta producción autotrófica la materia orgánica producida entra por vía detrítica. Dominan los organismos trituradores de gran tamaño, filtradores y recolectores que procesan la materia orgánica particulada fina. Se considera a los ríos de cabecera como acumuladores, procesadores y transportadores de materia orgánica de origen terrestre. A medida que aumenta el caudal de la corriente el material autóctono se hace más importante que el alóctono, procedentes de los afluentes secundarios (orden 4 a 6), en este tramo los filtradores y recolectores, se alimentan de la materia orgánica particulada fina transportada aguas abajo que junto a los ramoneadores son los organismos dominantes en este tramo que es autotrófico. A medida que aumentan los ordenes del río, grandes ríos aumenta el plano de inundación y el río se presenta más ancho y profundo, el caudal aumenta y la velocidad de la corriente se vuelve más lenta, por otro lado los sedimentos se acumulan en el fondo

Figura 25: Grupos funcionales a lo largo del continuo fluvial.



Fuente: Smith & Smith, 2001.

La producción vegetal en esta zona disminuye dando una vuelta gradual a la heterotrofia. La fuente de energía deriva del material particulado fino la cual es usada por recolectores y sedimentívoros que en este caso forman la comunidad dominante. También el hecho que las aguas fluyan a menor velocidad y sean de mayor profundidad, la materia orgánica disuelta presente puede soportar una comunidad de fitoplancton y zooplancton (Fig. 26). Este concepto teórico del continuo del río, puede aplicarse a la evolución espacial de las condiciones dentro del cauce principal, pero hay que considerar la influencia de los afluentes e irregularidades geomorfológicas, entre otras (Vannote et al., 1980; Smith & Smith, 2001). Este concepto fue probado en ecosistemas lóticos de cabecera, en ríos de bosques templados del hemisferio Norte.

En Chile los ríos que nacen en la vertiente occidental de la cordillera de los Andes presentan alta irradiación en cabecera, son cortos, de alta pendiente, angostos y torrentosos, lo que favorece los procesos de meteorización y erosión, transportando gran cantidad de material particulado aguas abajo. Para predecir efectos de perturbaciones naturales y antrópicas sobre los ecosistemas bajo la aproximación funcional, se han cuantificado los flujos de carbono intrasistema e intersistema (Likens,

1985). La organización de ecosistemas puede estar representada por el número y tamaño (biomasa) de sus componentes y la magnitud de los flujos generados entre ellos. Bajo el concepto de río continuo en el hemisferio Norte los ríos son heterotróficos al depender del ingreso de compuestos de carbono reducido alóctono que se acumulan estacionalmente, siendo la producción de detritos considerable y su transporte aguas abajo una componente fundamental del sistema. En los ríos de la zona central del país caracterizados anteriormente, podrían ser considerados sistemas autótrofos por la alta cantidad de radiación en sus cabeceras por la escasa vegetación ripariana de manera que la producción primaria debiera ser la principal fuente de carbón, aun si hubiese cambios temporales en los aportes de materia orgánica autóctona y alóctona, lo que afectaría la organización del ecosistema. También la alta pendiente favorece el flujo de carbón inorgánico dado por la interacción atmosfera/agua promoviendo la vegetación acuática y fijación de carbono orgánico autóctono. En un sistema no perturbado de la zona central se postuló que cambios temporales en aportes de materia orgánica alóctona y autóctona afectan la organización de ecosistemas lóticos en un ambiente no perturbado. El estudio se basó en la hipótesis de Cummins, *et al* 1973 observando la abundancia de los grupos trofodinámicos basado en invertebrados acuáticos considerando diferentes fuentes de materia orgánica a partir del modelo de río continuo. Se demostró que los componentes del ecosistema usaron tanto carbono orgánico alóctono como autóctono para generar sus biomasa, el que en parte fue reciclado por la estructura del ecosistema. La estructura varió en el tiempo en cuanto al número de componentes, tamaño (biomasa) e interacciones entre los componentes. Esto influyó en los flujos totales de carbón orgánico en parte por cambios en los aportes de degradación heterotrófica de carbón orgánico alóctono y fijación de carbono orgánico autóctono.

El material alóctono fue el principal recurso siendo de un 72 % del flujo total respecto al material autóctono, este último se ve mayormente afectado en épocas de estiaje donde el ecosistema tendió a aumentar su organización. Un sistema de baja perturbación exógena tiende a un estado maduro, incrementando el número de componentes, especialización de interacciones, mayor reciclamiento pero tiempo de recambio más lentos, contrario a ambientes perturbados donde los ecosistemas se mantienen con baja organización (Odum, 1969).

En Chile los ríos de orden 1 y 2 de la zona central se pueden asemejar a los ríos heterotróficos del hemisferio norte atribuible al patrón de perturbaciones físicas



(Caldichoury, 1995) que limitarían la producción autotrófica por lo que su organización obedece a ambientes fluctuantes con régimen temporal de perturbaciones. Los ecosistemas lóticos se han clasificado en el uso de carbono orgánico alóctonos y autóctono (Williams, 1996; Fisher y col. 1991) variando las fuerzas que estructuran el ecosistema. En los alóctonos serían importantes las perturbaciones exógenas como los eventos hidrológicos estocásticos y en los autóctonos las interacciones biológicas son los que regularían el ecosistema. Es posible encontrar alternancia temporal como se demostró en el río Clarillo, zona central de Chile (Contreras, 1998), en que los cambios espaciales y temporales de los ecosistemas lóticos se reflejan en los cambios estructurales y funcionales dado por el régimen de perturbaciones exógenas de meso y macroescala. Las variaciones en patrones climáticos a macroescala puede ser por ejemplo el fenómeno del Niño que afectarían el tipo de uso de carbón orgánico en el flujo de materia y energía y las variaciones intranuales de caudal determinarían los flujos intra e intersistémicos. Así en épocas lluviosas los flujos intrasistémicos estarían basados en la degradación alóctona, habría una rápida recuperación del sistema ante los cambios estocásticos de caudal, lo que eliminaría la memoria histórica del ecosistema retornando a estados primarios de organización (Odum, 1969). En períodos de sequía el metabolismo preponderante sería autótrofo con control endógeno de su estructura y escasa capacidad de resistencia a perturbaciones exógenas (Contreras, op. cit).

**2.- Concepto de pulsos de caudal** Junk *et al.*, 1989: Este concepto trata de la conectividad lateral entre los ríos y sus planicies inundables por pulsos de inundación. Esto constituye un factor forzante para el ecosistema fluvial en la llanura de inundación, en términos de la productividad y las principales interacciones de la biota. Los ríos suministran las planicies de inundación con nutrientes y sedimentos, mientras que la planicie proporciona un sitio para el anidamiento de las especies y depura la calidad del agua a través de los procesos de sedimentación, de absorción y de reciclamiento de nutrientes y contaminantes (Brookes, 1992), también el almacenamiento de agua en las llanuras aluviales reduce la magnitud de inundaciones aguas abajo.

Este concepto ha sido aplicado en ríos con grandes planicies de inundación y de orden alto, típico de las zonas tropicales, un buen ejemplo es el Amazona. En el país los ríos que drenan la vertiente occidental por su geomorfología son angostos y de orden bajo (Niemeyer), esto dificulta el desarrollo de grandes planicies de inundación para poder aplicar en su totalidad este modelo. Se ha demostrado que son

determinantes los factores abióticos para el funcionamiento de estos sistemas lóticos. En forma preliminar se documentó que el caudal representa una variable compleja, y en gran porcentaje explicaron los cambios en la biomasa de grupos funcionales. Los ríos de orden 2 y 3 cambian significativamente con el régimen de caudal, ríos de orden mayor resultaron ser más conservativos. La comunidad fluvial está compuesta preponderantemente por grupos procesadores de detritus y material particulado constituyendo una evidencia importante sobre el rol de arrastre de materiales por la naturaleza torrencial de los ríos (Caldichoury, 1995), más que por el desarrollo de planicies laterales.

Ante la necesidad de energía en el país se están construyendo una serie de centrales hidroeléctricas (ver Capítulo 1), y se ha considerado en varios estudios el construir centrales de pasada por el menor daño que causan. Las centrales hidroeléctricas frecuentemente se han localizado en el plano de mayor pendiente del río, más encajonado con alteraciones negativas importantes para el resto del canal fluvial, en términos de las consecuencias de alteración del flujo para la integridad del río aguas abajo.

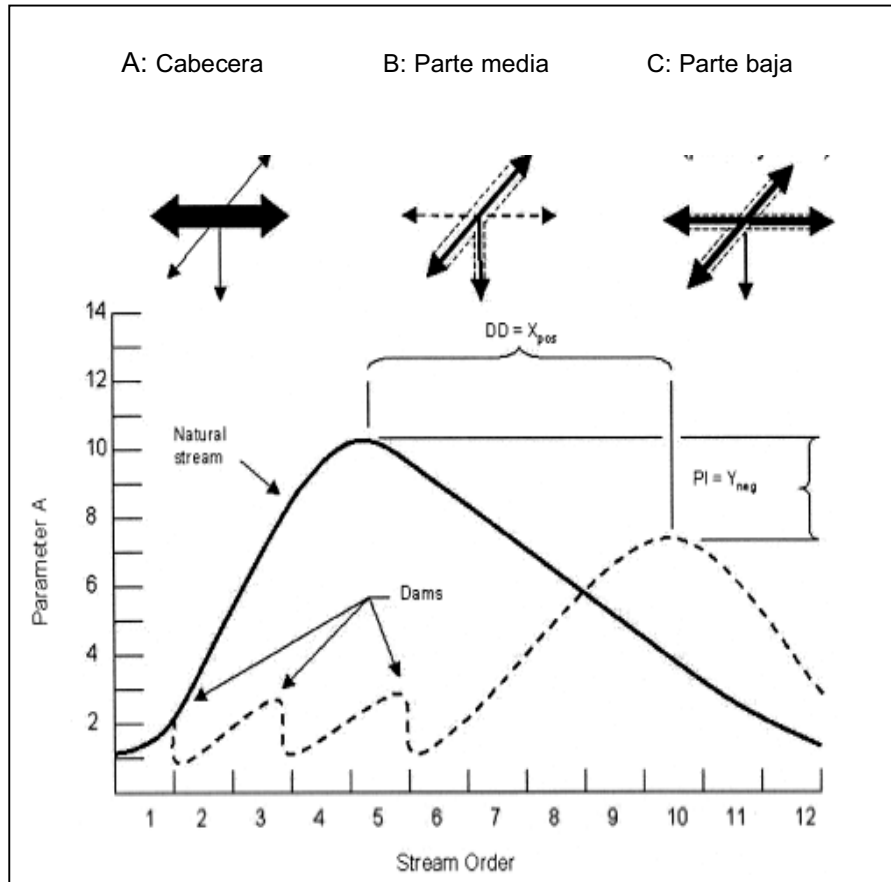
**3.- Concepto de discontinuidad serial (Stanford & Ward, 2001):** El concepto de discontinuidad serial (SDC) es un constructo que predice la tendencia del río a recuperarse aguas abajo, ante la discontinuidad de flujo que afecta la biofísica del sistema. En el contexto de río continuo (Vannote, *et al.*, 1980), depende del bioma, la posición longitudinal y la operación de la represa. El ecosistema tiende a recuperarse a una distancia aguas abajo desde la represa (discontinuidad de distancia). En ríos altamente controlados por represas, las alteraciones de flujo, temperatura, y substrato fueron las principales causantes de cambios en los modelos bióticos, respecto a ríos similares no regulados o condiciones no reguladas río arriba de las represas. En ríos de cabecera donde se afectan las conectividades verticales y son más angostos la conectividad longitudinal es relevante, en el sector con desarrollo de trezado es la dimensión vertical y en los canales de meandros de pie de monte y planicies costeras la compleja dimensión lateral sería más preponderante (Fig. 27).

Se analiza como ejemplo una represa construida en un segmento encajonado aguas abajo (Amoros & Roux, 1988), asociada a la planicie de inundación en la zona hiporreica junto al concepto de inundación de pulso (Junk, *et al* 1989) y el ecotono de ribera (Naiman & Décamps, 1990). Este constructo establece que la alteración de flujo

afecta el intercambio de agua y materiales entre los canales y el área de inundación del río, respecto a condiciones naturales de referencia. Esta perturbación afecta la función ecológica del sistema y se espera que aletere la morfología del río. En el sector de cabecera con presencia de trezado en la parte inundada, se provocará una discontinuidad ecológica con compromisos en conexiones laterales y verticales río abajo, hasta un tributario aguas abajo y /o distancia desde la represa, suficiente para recuperar los atributos biofísicos. En teoría esas distancias y el rango de variación en los cambios, deberían ser predecibles, dentro de las capacidades del sistema para recuperarse.

La figura 26 expone el marco teórico del modelo de discontinuidad serial (SDC), corredor desde cabecera a desembocadura. a,b. En la figura se observa: Distancia discontinua (DD) es el cambio de un parámetro río abajo o río arriba a una distancia dada (X orden de flujo) por esquema de regulación. Intensidad del parámetro PI (Y positivo o negativo) fuerza del efecto de la regulación sobre el parámetro biofísico. Las líneas punteadas indican el poder de interacción de vías en un rio natural. Fuente: Standford, et al, 1994. Las flechas interactivas se expanden o contraen, esto indica la influencia de la conectividad longitudinal, lateral y vertical en directa relación a la posición y modo de regulación. A, cabecera, no regulada; B, parte media regulada, trezada; C, parte baja regulada, meandrizada, se observa que el efecto de la represa es parcialmente reseteado.

Figura. 26. Marco teórico, modelo de discontinuidad serial (SDC),



Fuente: Ward & Stanford, 1983

Se han demostrado cambios en el tamaño de la fauna (disminución) y en la diversidad en la zona de potamón con la disminución de flujo, alteración de la temperatura, variaciones en el régimen de nutrientes las cuales fueron aminoradas de acuerdo al SDC. También se observó que ante la presencia de un gran tributario no regulado a una distancia de 80 Km río abajo, este reseteo los efectos de la represa en el potamón, por ejemplo en la recolonización de la biota, la regularización de la temperatura, entre otros. Ante la interrupción del flujo se afectan las conectividades laterales y verticales provocando una fragmentación que incide en las vías de interacción del río.

Pocos estudios han probado el modelo de discontinuo serial, el cual puede servir para predecir o articular las consecuencias de una nueva regulación, por lo que es necesario mejorar los modelos empíricos y validarlos experimentalmente a través de la re-regulación del río entero como corredor. Empíricamente se ha observado una

reducción de la biodiversidad natural después de la regulación, invasión de organismos no nativos. En general la propuesta de la tendencia de los ríos a resetear en dirección a las condiciones naturales o no reguladas es tratado como un paradigma útil para el manejo de río.

Las condiciones abióticas asociadas a la variación de caudal limitarían la producción biológica (Ward & Stanford, 1983), observadas en ecosistemas lóticos de Chile central. Se demostró que cambios en la estructura de los ecosistemas lóticos fueron explicados principalmente por variaciones temporales de caudal, y esta variable afectó los flujos totales de materiales y energía, (Caldichoury, 1995).

### 3.5. BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA

- Adis J. & Junk, W.J. (2002). Terrestrial invertebrates Inhabiting lowland river floodplains of Central mazonia and Central Europe a review. *Freshwater Biology*, 47, 771-731.
- Amoros C.& Roux A.L.(1988). Interactions between wáter bodies within the floodplain of large rivers function and development of connectivity. *Münstersche Geographische Arbeiten*, 29,125-130.
- Brookes, A. (1992). "Recovery and Restoration of Some Engineered British River Channels", en Boon P. J., P. Calow; G. E. Petts (eds.): *River Conservation and 'Management'*, Chichester, John Wiley & Sons, 337-352.
- Caldichoury, R. (1995). Variaciones hidrológicas, oferta de alimento y estructura de grupos funcionales bentónicos en ríos de régimen nival (Río Maipú superior). Tesis de Magíster, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile. VIII + 73 pp.
- Connors ME & R J Naiman. (1984). Particulate allocthonous inputs:relationships with stream size in an undisturbed watershed. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 41:1473-1484.
- Contreras M. (1998). Flujo de carbono en el ecosistema río clarillo: autotrofia v/s heterotrofia. Tesis doctoral. Dirigida por V. Marín e I. Vila. Fac. Ciencias, U. de Chile. 145 pp.
- Cresser M.S., Smart R., Billett M.F., Soulsby C., Neal C., Wade A., Langan S. & Edwards A.C. (2001). Modellingwater chemistry for a major Scottish river from catchment attributes. *Journal of Applied Ecology*, 37,171–184.
- Dahm C.N., Cleverly J.R., Allred Coonrod J.R., Thibault J.R., McDonnell D.E. & Gilroy D.J. (2002). Evapotranspiration at the land/water interface in a semi-arid drainage basin. *Freshwater Biology* 47, 831–843.
- Delgado, Luisa (2007). El manejo integrado de las costeras: una visión FES-sistémica. En P. Bachmann, L. Delgado y V. Marín "Hacia un manejo ecológico integrado de zonas costeras en Chile: Contribuciones del proyecto ECOManage. U. de Chile. Ecomanage. 7-15 pp.
- Dirección General de Aguas, DGA, (1999). Política nacional de recursos hídricos. DGA, MOP, Santiago, Chile.
- Downes B.J., Hindell J.S. & Bond N.R. (2000). What's in a site? Variation in lotic macroinvertebrate density and diversity in a spatially replicated experiment. *Austral Ecology*, 25, 128–139.
- Forman, R.T.T., Gordon, M. (1986). *Landscape Ecology*. Wiley,New York. 619 pp.

- Forman R.T.T. (1995). Land Mosaics. Cambridge University Press, Cambridge.
- García, *Miguel* (2006). Un Nuevo Desafío en la Investigación: Enfoque Transdisciplinario en Comunicación y Desarrollo. Revista electrónica Razón y palabra. Número 49, disponible en: [www.razonypalabra.org.mx](http://www.razonypalabra.org.mx).
- Hansen A.J. & di Castri F. (Eds) (1992). Landscape Boundaries: Consequences for Biotic Diversity and Ecological Flows. Springer-Verlag, New York.
- IALE Mission (1998). IALE Mission Statement, IALE Bulletin, 16,1 pp.
- Jorgensen S.E. & Müller, F. (2000). Handbook of ecosystem theories and management. Lewis Publishers, Washington, D.C.
- Junk W.J., P.B. Bayle & R.E. Sparks (1989). The floodpulse concept in river floodplains systems. Canadian Special Publication Fisheries and Aquatic Sciences. 106: 110-127.
- Leopold, L.B., M. B. Wolman y J. P. Miller (1964). Fluvial processes in geomorphology. San Francisco, W. H. Freeman, 522 p.
- Likens G.E. & Bormann F.H. (1974). Linkages between terrestrial and aquatic ecosystems. Bioscience, 24, 447–456.
- Likens G.E., & H. Bormann (1985). An Ecosystem Approach, Chapter1, In Gene Likens “An ecosystem approach to aquatic ecology. Springer-Verlag New York, Inc. 1-8 pp.
- Likens, G.E. (1992). The ecosystem approach:its use and abuse. Ecology Institute, Luhe. 166 pp.
- Likens, G. (1991). Human accelerated environmental change. BioScience 41:130.
- Lodge D.M., Stein R.A., Brown K.M., Covich A.P., Bronmark C., Garvey J.E. & Klosiewski S.P. (1998). Predicting impact of freshwater exotic species on native biodiversity: Challenges in spatial scaling. Australian Journal of Ecology, 23, 53–67.
- Malard F., Tockner K., Dole-Olivier M.-J. & Ward J.V. (2002). A landscape perspective of surface – subsurface hydrological exchanges in river corridors. Freshwater Biology, 47, 621–640.
- Marín V, L. Delgado & I. Vila (2006). Sistemas acuáticos, ecosistemas y cuencas hidrográficas, Capítulo 1., en I. Vila, A. Veloso, R. Schlatter & C. Ramírez (eds) “Macrófitas y vertebrados de los sistemas límnicos de Chile. 11-19 pp.
- Molina X. y I. Vila (2006). Calidad de Agua en “Manual de la Evaluación de la Calidad del Agua” Molina y Vila (eds). CENMA, SAG, U. de Chile. pág. 1-3.
- Naiman R.J., H. Décamps & M.E. McClain (2005). Riparia Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities. Elsevier Academic Press.

- Naiman, R.J., Decamps, H., and Pollock, M. (1993). 'The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity', *Ecological Applications*, vol. 3 (2), pp. 209-12.
- Naveh Zev (2000). What is holistic landscape ecology? A conceptual introduction. *Landscape and Urban Planning* 50: 7±26.
- Naveh Z. & Lberman A.S.(1994). *Landscape Ecology: Theory and Application* 2 nd Edition. Springer N.Y.
- Odum HT. (1995). Energy systems and the unification of science. In: Hall CAS, editor. *Maximum Power*. Niwot, CO: University of Colorado Press. :365- 372 pp.
- Odum, E.P. (1969). The strategy of ecosystem development. *Science* 164:262-270.
- OECD (2005). *Evaluaciones del desempeño ambiental CHILE*. Naciones Unidas, CEPAL. 246 pp.
- O' Neill, R. (2001). Is it Time to Bury the Ecosystem Concept? (With Full Military honors of course). *Ecology* 82:3275-3284.
- O'Neill, R.V., DeAngelis, D.L., Waide, J.B., Allen, T.F.H. (1987). *A Hierarchical Concept of Ecosystems*. Princeton University Press, Princeton.
- Pomeroy, L.R., Alberts, J.J. (1988). *Concepts of Ecosystem Ecology*. Springer, New York.
- Pickett, S & Cadenasso, M. (2002). The ecosystem as a multidimensional concept: meaning, model and metaphor. *Ecosystems* 5, 1-10.
- Poff N.L. (1997). Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 16, 391–409.
- Robinson C.T., Tockner K. & Ward J.V. (2002). The fauna of dynamic riverine landscapes. *Freshwater Biology*, 47,661–677.
- Roth N.E., Allan J.D. & Erickson D.L. (1996). Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecology*, 11, 141–156.
- Salinas Chávez, Eduardo y Middleton, John. (1998). La ecología del paisaje como base para el desarrollo sustentable en América Latina / Landscape ecology as a tool for sustainable development in Latin America. <http://www.brocku.ca/epi/lebk/lebk.html>
- Smith R.L. & Smith, T.M. (2001). Ríos y arroyos. Cap. 34. en *Ecología* 4 th ed. Addison Wesley. 538 -550 pp. 642 pp.
- Standford J.A. & J.V. Ward (2001). Revisiting the serial discontinuity concept. *Regul. Ri\_ers: Res. Mgmt.* 17: 303–310.
- Tansley, G.A. (1935). The use and abuse of vegetation concepts and terms. *Ecology* 16: 284-307.



- Towsend C.R. & A.G. Hidrew (1994). Species traits in relation to habitat template for river systems. *Freshwater Biology*. 31:265-275.
- Vannote, R.L.G, W Mishall, K.W. Cummins, J.R. Sedell & C.E. Cushing (1980). The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aqua. Sci.* 37:130-137.
- von Bertalanffy, Ludwig (1993). *Teoría General de los Sistemas. Fundamentos, desarrollo, aplicaciones.* Fondo Cultura Económica, México. 309 pp.
- Ward J.V. & Stanford J.A. (1995b). Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers*, 11, 105–119.
- Ward J.V. & Wiens J.A. (2001). Ecotones of riverine ecosystems: Role and typology, spatio-temporal dynamics, and river regulation. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 1, 25–36.
- Ward J.V. & Palmer M.A. (1994). Distribution patterns of interstitial freshwater meiofauna over a range of spatial scales, with emphasis on alluvial river-aquifer systems. *Hydrobiologia*, 287, 147–156.
- Ward J.V., Malard F. & Tockner K. (1999). Landscape ecology integrates pattern and process in river corridors. In: *Issues in Landscape Ecology* (Eds J.A. Wiens & M.R. Moss), pp. 97–102. International Association for Landscape Ecology, Guelph, Ontario, Canada.
- Ward J.V. & Stanford (1995). Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated rivers: research and management* 11: 105-119.
- Ward J.V. & Stanford J.A. (1995a). The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers. *Regulated Rivers*, 10, 159–168.
- Ward J.V. & Stanford J.A. (1995b). Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers*, 11, 105–119.
- Wellnitz T.A., Poff N.L. & Cosylen & Steury B. (2001). Current velocity and spatial scale as determinants of the distribution and abundance of two rheophilic herbivorous insects. *Landscape Ecology*, 16, 111–120.
- Wiens J.A., Stenseth N.C., Van Horne B. & Ims R.A. (1993). Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos*, 66, 369–380.
- Wiens, J.A. (2001). Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology* (2002) 47, 501–515.
- Wiens, J.A. (2002). Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology* 47, 501–515.
- Wiens, J.A. (2004). Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water .

Wu, J., and R. Hobbs (2007). *Landscape ecology: The-state-of-the-science*. Pages 271-287 in J. Wu and R. Hobbs, editors. *Key Topics in Landscape Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Páginas web

CONAMA (Comisión Nacional del Medio Ambiente): [www.conama.cl](http://www.conama.cl)



**CAPÍTULO IV**  
**EI PAISAJE, HERRAMIENTA DE GESTIÓN**



En el país fue publicado un documento “Estrategia Nacional de Gestión Integrada de Cuencas Hidrográficas” en el cual se establece como unidad de gestión a la cuenca hidrográfica. La Asociación Mundial del Agua (GWP), fomenta la gestión integrada del agua, definida como un proceso que promueve la gestión y el aprovechamiento coordinado del agua, la tierra y los recursos relacionados, con el fin de maximizar los beneficios sociales y económicos en forma equitativa en pro de un desarrollo sustentable. El país cuenta con una Ley de Bases Generales de Medio Ambiente (LBGMA, 19300), que contempla una serie de instrumentos de gestión, que han resultado insuficientes para el desarrollo sustentable del recurso hídrico. Un ejemplo de esto son nuestras cuencas que presentan diferentes niveles de impactos ante las perturbaciones antrópicas históricas.

La cuenca se puede considerar la unidad básica territorial, considerando sus usos múltiples y una buena aproximación para la resolución de sus problemas ambientales a través del manejo de sus recursos bajo un enfoque integrado, holístico. Los problemas ambientales son a menudo resultado de procesos complejos que requieren ser evaluados y manejados, de manera de restablecer y mantener los procesos físicos, químicos, y la integridad biológica de los ecosistemas, en pro de la salud humana, y proporcionar un crecimiento económico sostenible.

Hasta la fecha los diagnósticos del estado de los recursos y las soluciones propuestas han sido parciales dominando un enfoque reduccionista. Los administradores que participan en la gestión ambiental del país en torno al recurso hídrico necesitan de información científica para identificar herramientas tendientes a evaluar el estado de este recurso y así proponer alternativas adecuadas para su optimización.

Se discute la planificación a nivel de paisaje bajo la aplicación del enfoque ecosistémico propuesto por la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN) en la Estrategia mundial para la conservación y manejo sostenible de recursos hídricos y manejo sostenible de recursos hídricos en el siglo XXI incorporando elementos del principio de manejo adaptativo. Se elaboró una matriz con ejemplos de aplicación del enfoque ecosistémico. En esta matriz se visualizó que las acciones ejecutadas, han aportado a consolidar y unificar las organizaciones locales, contribuyendo a fortalecer capacidades, bajo la visión territorial. El eje articulador para involucrar a toda la región ha sido la cuenca hidrográfica. Esta manera de operar impulsó, la generación de redes, las sinergias con otras iniciativas de gestión de los recursos de la cuenca, flexibilizó planes tendientes a satisfacer las demandas de los usuarios, incorporó al sector productivo, con el fin de contar con mecanismos de toma de decisiones integrales y consensuadas, en especial alrededor de la gestión de ecosistemas hídricos.

#### **4.1. GESTIÓN INTEGRADA DEL AGUA**

La gestión integrada del agua se define según la Asociación Mundial para el Agua (Global Water Partnership – GWP) como un proceso que promueve la gestión y el aprovechamiento coordinado del agua, la tierra y los recursos relacionados, con el fin de maximizar el bienestar social y económico de manera equitativa sin comprometer la sustentabilidad de los ecosistemas vitales. Un estudio del Banco Interamericano de Desarrollo (BID) estableció las ventajas de esta gestión integrada del agua, para la toma de decisiones y manejo de los recursos hídricos para varios usos, de forma tal, que se consideran las necesidades y deseos de diferentes usuarios y partes interesadas. Esta gestión integrada comprende la gestión del agua superficial y subterránea en un sentido cualitativo, cuantitativo y ecológico desde una perspectiva multidisciplinaria y centrada en las necesidades y requerimientos de la sociedad en materia del agua.

En las diversas definiciones de GIRH la principal diferencia radica en lo que se entiende por integración, estas son las siguientes (GWP 2000; Solanes, 1998; Van Hofwegen & Jaspers, 2000):

- integración de los intereses de los diversos usos y usuarios y de la sociedad en su conjunto, con el objetivo de reducir los conflictos.
- integración de todos los aspectos del agua que tengan influencia en sus usos y usuarios (cantidad, calidad y tiempo de ocurrencia), y de la gestión de la oferta y demanda.
- integración de los diferentes fases del ciclo hidrológico (integración entre la gestión del agua superficial y del agua subterránea).
- integración de la gestión del agua y de la tierra y otros recursos naturales y ecosistemas relacionados.
- integración de la gestión del agua en el desarrollo económico, social y ambiental.

En estas serie de integraciones del agua se incluyen todos los aspectos que están interrelacionados, sin embargo en la práctica ha resultado históricamente muy difícil, principalmente porque no ha fructificado un modelo realmente integrador y porque ha predominado un enfoque productivista, basado fundamentalmente en intereses económicos. Esto ha traído como consecuencia un incremento de los conflictos en torno a su uso, un deterioro de este y ecosistemas relacionados y desarmonía entre la oferta y demanda, como el caso de Chile (ver Capítulo I y II). El “Programa 21, Naciones Unidas (1992)” se refiere al agua como parte integrante de un ecosistema y constituye un recurso natural y un bien social y económico, cuya calidad y cantidad determinan la naturaleza de su uso (CONAMA, 2005).

#### **4.2. INSTRUMENTOS DE GESTIÓN Y RECURSO HÍDRICO**

La gestión del recurso contempla un conjunto de actividades que buscan ordenar y manejar los componentes del paisaje (natural, construido y humano), de una manera efectiva, a nivel de cuenca con vías a un ordenamiento territorial.

La Ley 19300 contempla una serie de instrumentos de gestión, uno de ellos son las normativas ambientales. Actualmente para la calidad ambiental del agua superficial en el país se han estado desarrollando anteproyectos de norma para la protección de su calidad ambiental. A la fecha se cuenta sólo con un cuerpo fluvial con norma secundaria que corresponde a la cuenca del Río Serrano que involucra al Parque Nacional Torres del Paine en el extremo Sur del país. El Decreto Supremo 90 (DS 90), relacionado con el vertimiento de residuos industriales líquidos a ríos, lagos y



mares. La Dirección General de Aguas (DGA) organismo encargado de su fiscalización (ver Capítulo I, 1.4) está realizando acciones para mejorar tanto la red de monitoreos de ríos y lagos, como la base de datos de la cual dispone, que hasta hoy en día es la de mayor magnitud en el país. Hasta la fecha la gestión del recurso en el país ha tenido una óptica sectorial y fragmentada, complejizando la formulación de políticas ambientales y planes de conservación. Se ha observado una falta de coordinación en la implementación de políticas sectoriales, planes y programas de inversión, como en procesos de gestión relacionados con recursos naturales e infraestructura que atañen al agua.

La demanda del recurso hídrico en el país ha estado históricamente muy presionada por diversas actividades productivas, y en el futuro es esperable que incremente (ver Capítulo II, 2.1 de esta versión). El sistema de gestión actual no contempla los “usos *in situ*” como por ejemplo la conservación de ecosistemas, sino aborda sólo los usos extractivos considerando la sustentabilidad de aprovechamiento de la fuente, limitando los beneficios a la sociedad. Esto crea la necesidad de trabajar en la racionalización y eficiencia de la gestión del agua, y la preservación de los sistemas naturales. Las futuras normas secundarias de calidad ambiental (NSCA) para la protección de las aguas continentales superficiales, tienen como objetivo el proteger, mantener y recuperar la calidad de las aguas para salvaguardar la salud de las personas, el aprovechamiento del recurso, la protección y conservación de las comunidades acuáticas maximizando los beneficios sociales, económicos y medioambientales. Estos instrumentos serían útiles para la prevención de los riesgos ambientales, sin embargo falta un diagnóstico país sobre el estado del recurso y más aún información científica suficiente como para conocer el funcionamiento y dinámica de los ecosistemas acuáticos continentales.

La Estrategia integrada que se pretende implementar tiene como objetivo general “proteger el recurso tanto en calidad como en cantidad, resguardar el consumo humano y armonizar objetivos de conservación de los ecosistemas, con el aprovechamiento sustentable del recurso por parte de las actividades económicas” (CONAMA, 2008). Se requiere avanzar en incorporar consideraciones ambientales en la gestión del recurso hídrico, estableciendo las bases para la aplicación de caudales mínimos ecológicos e indicadores biológicos de calidad del agua. También mejorar el conocimiento de las relaciones y dinámicas de los ecosistemas que deberían servir de información para programas de manejo.

También se han considerado otras estrategias que deberán establecer sinergias entre ellas. Está aprobada por el Consejo de Ministros de CONAMA en diciembre del 2003, la Estrategia Nacional para la Biodiversidad que crea el marco orientador para la conservación de la diversidad biológica en Chile. Este proceso incluyó la elaboración de un diagnóstico del estado de conservación de la diversidad biológica a nivel regional, la identificación de actividades humanas que afectan positiva o negativamente la diversidad biológica regional, y un proceso participativo de definición de los lineamientos estratégicos y prioridades de acción. Su visión es que para el 2015, la diversidad biológica del país se proteja, se conozca lo suficiente como para ser utilizada en forma sostenible por parte de toda la sociedad, de forma de conservar los procesos ecológicos esenciales de la biosfera, y promover el mejoramiento de la calidad de vida de las generaciones actuales y futuras. Uno de los desafíos de esta estrategia es la de abordar de manera concertada, adecuada y eficiente la protección efectiva de sus espacios húmedos. Asume que los humedales constituyen espacios, donde se concentra la biodiversidad y son determinantes en el funcionamiento de los ecosistemas y por ende en la vida humana. Actualmente se envió al Senado el proyecto de Ley que crea el Servicio de Biodiversidad y Áreas Silvestres Protegidas del Estado.

Desde 1975 existe la Convención de Humedales de Importancia Internacional, Convención Ramsar, aprobada en Chile como Ley de la República en 1980 y promulgada a través del DS N° 771 de 1981, del Ministerio de Relaciones Exteriores. Hoy en día a partir de la Estrategia de Biodiversidad se desprende la Estrategia Nacional para la Conservación y Uso Racional de los Humedales en Chile que fue aprobada por el Consejo Directivo de CONAMA, 2005. Su objetivo general, es el de promover la conservación de los humedales prioritarios de Chile y de sus funciones y beneficios, en un marco de desarrollo sustentable. Las futuras NSCA deberán establecer sinergia con esta estrategia, fundamentalmente con el fin de proteger los ecosistemas. La implementación de las NSCA aportará al manejo integrado de cuencas hidrográficas, aportará para alcanzar los objetivos de calidad ambiental definidos a través de planes de descontaminación y/o prevención (CONAMA, 2005). Uno de sus objetivos es el de “desarrollar e implementar instrumentos de planificación y gestión participativa, para la conservación y uso sustentable de los humedales prioritarios”. Esta estrategia de Conservación y Uso Racional de Humedales en Chile ya cuenta con un Plan de Acción a implementar, por ejemplo específicamente la línea de acción 5, se relaciona con la evaluación en el proceso de planificación de los

humedales prioritarios y el manejo de cuencas hidrográficas que los albergan. Así la necesidad de planificar la gestión de humedales a nivel de las cuencas hídricas, implica integrar la gestión de los recursos hídricos con la conservación de dichos humedales.

Se puede ver que las diversas estrategias involucran la protección y/o restauración de los ecosistemas a lo largo del país, mencionan la importancia de considerar el componente social y el fomentar una toma de decisiones informada y oportuna. Desafíos importantes son el resolver una efectiva participación ciudadana, que en la práctica ha resultado muy débil, fortalecer la coordinación entre los servicios involucrados con la gestión del recurso y la necesidad de integrar la información disponible, elaborando mapas de ordenación territorial. En parte, el desarrollo de una gestión del recurso hídrico en el país, ha sido impulsada por una serie de compromisos internacionales a través de tratados de libre comercio, como el fomentar y realizar acciones en pro de aguas limpias (Giordano, 2002), que involucran al sector económico vía exportación de productos agrícolas, frutícolas. La recuperación de nuestros ríos debe ser una de las metas cruciales para el país, poner cuidado en sus mayores presiones como es el sector agrícola, puesto que más del 80 % de los usos de agua son destinados para regadío (Capítulo I, 1.3.1 de esta versión).

Nuestras cuencas presentan distintos grados de intervención, en la práctica partes de estas podrán ser recuperadas en su funcionamiento ecológico y ser restauradas al adaptarse a las nuevas condiciones. Por lo que es necesario planificar el restablecer en los ríos sus procesos naturales, para lograr el equilibrio geomorfológico de sus cauces y riberas y recobrar el funcionamiento de los ecosistemas. Los procesos rehabilitados deberán ser compatible con los usos actuales y permitir la integridad hidrológica de la cuenca de drenaje (Nijland & Cals, 2001). Hay que llamar la atención en los escasos estudios que se cuenta en relación a la vulnerabilidad de los ecosistemas ante impactos negativos. A esto hay que sumarle los impactos como por ejemplo el cambio climático e identificar algunas medidas de adaptación a sus consecuencias sobre los ecosistemas.

El país ha adoptado una gestión del recurso hídrico a nivel de cuenca, la cual ha sido reconocida como la unidad territorial más adecuada para la gestión integrada de los recursos hídricos (Dourojeanni, 2002; Agenda 21). Normalmente las cuencas están delimitadas administrativamente, por lo que las decisiones que afectan al ciclo hidrológico, al aprovechamiento del agua y a sus habitantes, no considera las

interrelaciones que ocurren en la totalidad de este sistema integrado, como tampoco el efecto directo que tiene el drenaje del agua en la cuenca y en las franjas costeras. La gestión del agua ha resultado ser fragmentada, en su control y aprovechamiento, en sus tipos de usos, en la fuente de captación y otras arbitrariedades similares. Se propone una administración integrada por lo que se deben crear capacidades de gobernabilidad sobre espacios delimitados en forma natural. Los países según la Agenda 21 deben considerar el establecimiento y fortalecimiento de direcciones de cuencas fluviales, con miras a lograr una planificación y ordenación de estas cuencas más eficientes e integradas respecto de los usos y la ordenación de los recursos hídricos, la interconexión de los sistemas de agua dulce bajo una ordenación global de los recursos. Esto ha sido recomendado en diversas conferencias internacionales sobre el agua dulce, tales como en Alemania, 2001; Directiva Marco–Directiva 2000/60/CE, para lo cual deben existir mecanismos institucionales y participativos.

#### **4.3. LA CUENCA, UNIDAD BÁSICA TERRITORIAL**

La cuenca puede ser considerada la unidad apropiada de análisis para la toma de decisiones en la gestión del agua, considerando los usos múltiples, su asignación y el control de su contaminación. Estas se pueden enfocar como un sistema integrado e interconectado, por diversas razones:

a.- La vegetación que posee forma parte del ciclo hidrológico, capta y concentra el agua que proviene de las precipitaciones. El sistema está compuesto por cuencas de captación, zonas de recarga, lugares de extracción, obras hidráulicas y puntos de evacuación de aguas servidas, incluidas las franjas costeras. Su naturaleza es unidireccional en las interrelaciones e interdependencias entre los usos y usuarios de agua, los caudales son alterados según los usos y usuarios, desde aguas arriba hacia los aguas abajo, estos últimos sin posibilidad de control ni intervención reguladora externa. Los usos en la cuenca son interdependientes y junto a los usuarios forman un sistema interrelacionado. Esto limita el aprovechamiento del recurso que debería ser económicamente óptimo, socialmente justo y ambientalmente sustentable, por lo que no bastan las negociaciones o transacciones entre usuarios privados o su acción colectiva. Esto justifica una intervención del Estado, hecho que en Chile es débil y que en parte se pretende que lo cumpla la DGA a través de su rol fiscalizador de la calidad y cantidad de agua.

b.- En la cuenca se puede lograr una mejor integración entre gestión y aprovechamiento del agua por un lado, y acciones de manejo, explotación y control de uso de otros recursos naturales (manejo de la superficie de captación para regular la escorrentía).

c.- En su componente social los habitantes de la cuenca comparten la dependencia con el sistema hídrico, como también los caminos y vías de acceso y el enfrentar riesgos similares, entre otros. Esto les confiere compartir características socioeconómicas y culturales comunes.

Cuenca constituye un paisaje un área geográfica drenada por un curso de agua en términos muy amplios. La cuenca hidrográfica es un complejo sistema de drenaje, el cauce principal y sus tributarios fluyen en una escala espacial variable conformando una unidad ambientalmente dinámica. Las cuencas son ecosistemas complejos y diversos, en la Figura 27 se observan componentes de la cuenca que influyen directamente en la composición química de los sistemas fluviales que también son componentes de la cuenca y reflejan en gran parte las actividades que en ella se desarrollan.

Figura 27. **Componentes de una cuenca hidrográfica**



Fuente: FAO, 2007

1.- Zona de altura, las precipitaciones son temporalmente almacenada en glaciares o capas de nieve, que pueden contribuir a descargas de agua a los ríos.

2.- Las capas geológicas son paralelas a la pendiente lo que hace a las montañas ser altamente expuestas a la erosión, incrementado por la exposición al sol y actividades antrópicas tales como deforestación y sobrepastoreo.

3.- Un cambio de orientación de las capas hace una menor exposición al sol, la ladera es más estable y se desarrolla vegetación. La erosión diferenciada crea terrazas naturales expeditas para el desarrollo agrícola y agroforestal.

4.- Se forman terrazas aluviales de rocas y sedimentos depositados a lo largo de los años. La superficie y agua subterránea permiten el desarrollo de vegetación, apta para la agricultura con un potencial humano para la subsistencia.

Las cuencas como unidades territoriales son una opción, que dependerán de las características políticas, económicas, ambientales y geográficas de su entorno y los objetivos que se persigue con dicha gestión. En los países de América Latina por ejemplo, las políticas territoriales de una cuenca como base para la gestión del agua, han tenido diferentes enfoques y desigual evolución. Desde sus inicios a fines de los años treinta la adopción de modelos de gestión en este ámbito ha sufrido una serie de dificultades, que se mencionan a continuación:

- Las entidades se han constituido legalmente, pero han desaparecido por falta de apoyo gubernamental durante un tiempo suficiente, como para consolidarse y estabilizarse.
- Los recursos financieros han sido limitados, con falta de coordinación y base legal adecuada.
- Ha faltado claridad en los roles, las dependencias administrativas han sido muy complejas, con rivalidades interinstitucionales, específicamente en la multiplicidad de funciones a cumplir con falta de continuidad de las autoridades políticas y técnicas.
- Falta de resolución de conflictos con las autoridades regionales y sectoriales.
- Falta de capacidad de adaptación a los múltiples cambios en el sector hídrico tanto de personas como de gobiernos.
- Cambios de tipo endógenos como modificaciones de leyes de aguas y cambios exógenos como lo son las prioridades de los gobiernos.

Sin embargo aún se mantiene vigente en diversos países el interés en crear y operar organismos de cuenca para una gestión integrada del agua. En el país esta fue una propuesta en etapa de planificación donde se dio inicio su implementación en cuencas prioritarias. Se cuenta con un documento de respaldo, Estrategia Nacional de cuencas hidrográficas (ver Capítulo I, 1.4.1), que ha sido muy cuestionado, pues se consideró que el documento no fué suficientemente discutido ni consensuado en

cuanto a sus principios, y en su forma de operar para satisfacer sus objetivos. Uno de los principios de esta estrategia fué el “acceso a la información” tanto en calidad como en el nivel de conocimiento sobre el recurso hídrico y el comportamiento y dinámica de los ecosistemas, siendo uno de los pilares fundamentales para una acertada toma de decisiones. Sin embargo como se mencionó anteriormente faltan estudios que den cuenta sobre la funcionalidad de los ecosistemas, para poder proteger los procesos a preservar, en pro de un recurso saludable para satisfacer los usos y demandas para un desarrollo sustentable. Esto se intentó implementar en cuencas piloto (Baker, Tinguiririca y Limarí). Actualmente se están desarrollando diversos estudios tendientes a generar información, con la disponible a la fecha es posible alcanzar un nivel descriptivo para algunas cuencas, y tener en consideración los principios de gradualidad y precautoriedad de la política ambiental de Chile.

Chile cuenta con varios aspectos que deberían facilitar la implementación de la estrategia como lo es la reformulación del Código de Aguas, y el contar con una política de recursos hídricos y una serie de procesos en desarrollo en pro de aportar a una mejor gestión. Sin embargo también estos documentos podrían implicar el dificultar su implementación, tales como los derechos de agua que son privados y en varias regiones ya están concedidos en su totalidad. Respecto a la organización, se han empezado a formar entidades de administración del agua público-privadas como Juntas de vigilancia por tramo de ríos, mesas del agua. Sin embargo persiste la debilidad de la falta de participación de la ciudadanía, como actor importante para establecer diálogos y tomar decisiones consensuadas.

El cuidado que hay que tener es que esta gestión no se vuelva inoperante, al tratar de abarcar la administración de la gestión del agua, la intensificación de los conflictos por la creciente demanda, la expansión de la ocupación del territorio, los problemas de la contaminación del agua, la cantidad disponible y su ineficiente uso, la sobreexplotación de las aguas subterráneas, el efecto de los fenómenos naturales extremos y la percepción de la gravedad del deterioro de las cuencas de captación y de zonas de recarga de las aguas subterráneas. Esto se ve muy complejo y aún falta agregar la administración de las obras hidráulicas construidas con fines de uso múltiple o de desarrollo regional. En muchos países, ya se han observado deficiencias en la administración para gestionar, operar, mantener, conservar y reparar las principales obras hidráulicas con lo que se corre el riesgo de perder los beneficios esperados de estas considerables inversiones.

Por lo anteriormente expuesto, en el ámbito de gestión integrada de cuencas se espera al menos teóricamente avanzar hacia la armonización de objetivos sociales, ambientales y económicos. Se pretende mantener un equilibrio entre un cierto nivel de desarrollo del ser humano, vinculado al lugar que habita y a la interacción entre territorios, nivel que es siempre transitorio y en constante evolución o cambio, conducente a mejorar la calidad de vida de los seres humanos en pro del desarrollo sustentable (Dourojeanni, 2002). Compatibilizar los fines productivos, de conservación y de protección de sus habitantes, incorporando en los procesos de gestión más variables que las usualmente acostumbradas en la gestión del agua. Se incorpora el enfoque de uso múltiple, nace el enfoque de “gestión integrada del agua” lo que es más teórico que aplicado, y esta estrategia si se implementa sería una oportunidad para aplicar el enfoque ecosistémico del agua publicado por la UICN, 2006, que incorpora delimitaciones naturales, la variable ambiental, y aspectos sociales en la gestión territorial. En países que ya han tenido lugar el proceso de institucionalización de gestión del agua a nivel de cuencas, esto aún no ha sido simple, y no ha pasado de las buenas intenciones.

Como ya se expuso en el Capítulo III, la ecología de paisaje ha sido ampliamente aplicada con fines de planificación, aportando principalmente a la escala espacial para la gestión del recurso. La cuenca aborda el río como un todo no enfatizando en las diferencias temporales y espaciales que dan cuenta de la heterogeneidad que los caracteriza (ver Capítulo III, 3.2). El río se conforma por una serie de tramos donde su conectividad longitudinal depende del régimen de caudales circulantes, las alteraciones que se manifiestan en ese tramo provienen de intervenciones realizadas en otros tramos, cuyo efecto se trasmite con el tiempo a toda la red fluvial (Thorne *et al.*, 1996). De manera que para el estudio de la dinámica de un sector del río las interpretaciones se deben considerar a escalas más amplias. También los efectos de las intervenciones realizadas en el río tienen su período de tiempo para manifestarse en dicho tramo. Por ejemplo amenazas latentes, como ampliaciones urbanísticas, nuevas infraestructuras en llanuras de inundación, canalizaciones recientes, entre otros, afectan al continuo longitudinal del río y sus efectos pueden aparecer posteriormente, en episodios críticos de sequía o de inundaciones de gran magnitud. Registros de evidencias pasadas como fotografías aéreas, son muy útiles, pero ese material no es fácilmente disponible.



Uno de las variables más importantes a recuperar es el caudal, estos van a determinar la capacidad del río, para erosionar y depositar sedimentos, configurando el trazado, las secciones transversales, las condiciones hidráulicas y, finalmente, los microhábitats del río donde se albergan las comunidades biológicas (Swales, 1989; Brookes, 1992). El espacio fluvial definirá la superficie de desarrollo de los procesos de erosión y sedimentación, y con ella, el tamaño y la distribución espacial de los diferentes hábitats, configurando el paisaje fluvial.

Específicamente los caudales circulantes y el espacio fluvial disponible dependen, de las condiciones hidrológicas de la cuenca, del balance de lluvias-escorrentías, ordenación de usos en laderas y llanuras de inundación principalmente. En el país se han diagnosticado regiones más vulnerables (ver Capítulo I, 1.3 de este documento), en base a la oferta, y demanda del recurso, y de a poco se progresa en la importancia de contar con una evaluación del estado ecológico de los ríos.

Hoy en día el enfoque productivista económico ha predominado sobre los de restauración y/o conservación de los ecosistemas. El incrementar la sensibilidad ambiental, fortalece la participación formal y la coordinación entre los diferentes actores y servicios relacionados con el recurso, esto favorecerá la conservación de los paisajes fluviales, lo que es muy determinante para el desarrollo de la cuenca y de la región con sus implicaciones económicas y políticas.

#### **4.4. ECOLOGÍA DE PAISAJE Y PLANIFICACIÓN DEL RECURSO**

Como ya se explicó anteriormente la Estrategia Nacional de Cuencas establece que la unidad de planificación del recurso es la cuenca. En esta tesis se abordará la cuenca hidrográfica referida a la cuenca de avenamiento conformada por la red hídrica. El sistema fluvial es altamente dinámico caracterizado por gradientes multidimensionales, limitado por zonas de inundación aluvial y las zonas riparianas.

En el Capítulo III se expone la necesidad de paisaje para definir escalas espaciales, (Wiens 1995), el sistema ripariano corresponde al área compuesta por la interacción de las unidades terrestre y acuática del paisaje, caracterizado por el gran aporte de energía, la heterogeneidad de hábitat, diversidad de procesos ecológico, y gradiente multidimensional, compuesta por un mosaico de parches formando un paisaje reflejo de los ecosistemas.

El crecimiento demotécnico, es decir la relación directa entre el incremento poblacional humano y el desarrollo tecnológico del siglo pasado, han incidido negativamente en las características del agua dulce, tanto en su calidad como en su cantidad (Vila, 2006), como es el caso de los ríos de Chile. Estos han experimentado cambios por acciones antrópicas disminuyendo su cantidad y alterando sus características físicas, químicas y bacteriológicas, disminuyendo la disponibilidad de agua para las actividades de la cuenca (Molina & Vila, 2006; OECD, 2005; DGA, 2005). Uno de los objetivos de la Política Nacional de Recursos Hídricos es el “asegurar, la disponibilidad de agua, el abastecimiento de las necesidades básicas de la población y el de mejorar la eficiencia de uso, a nivel de cuenca hidrográfica, factibilidad económica, considerando su condición de bien escaso en gran parte del territorio” (DGA, 1999; CEPAL, 2003).

Mantener una buena calidad de agua es clave en el logro de la sostenibilidad, para el funcionamiento de los ecosistemas y las sociedades humanas. El sistema fluvial es un paisaje integrador (Naiman y Turner 2000), tanto en el espacio y en el tiempo, los flujos asociados (materia, energía, organismos, información) y sus propiedades físicas, químicas y procesos biológicos son el resultado de relaciones entre los componentes del paisaje (natural y cultural), mirado a la forma de transdisciplina (Capítulo III de esta tesis).

Comprender mejor los patrones naturales de variabilidad de hábitats a través del tiempo y del espacio, ayudará a desarrollar planes de gestión que promueven el buen funcionamiento de los ecosistemas. Los principios de la ecología del paisaje pueden ser aplicados a la planificación de las necesidades de recuperación de los sistemas, considerar criterios de viabilidad de hábitat, identificar prioridades de restauración y preservación de sitios y a establecer programas de monitoreo, entre otros, (Barbour *et al.*, 1997).

Temas como la institucionalidad, organización, eficiencia, fiscalización, y uso del recurso, son vitales para analizar las implicancias del recurso hídrico en el desarrollo del país. La Unidad de Fiscalización de la DGA nació en el 2004 con la meta de hacer cumplir de forma efectiva las facultades del Código de Aguas, respecto a obras en cauces naturales y artificiales, vinculación con organizaciones de usuarios de aguas, extracciones de aguas superficiales y subterráneas, además de la potestad para intervenir cauces en épocas de sequía.

Enfoques transdisciplinarios puede mejorar la planificación y la gestión de los recursos naturales de varias maneras, tales como proporcionar mejor información científica para los planificadores y tomadores de decisiones, promover un trabajo conjunto de diferentes disciplinas e incorporar en la revisión de los planes a los ciudadanos.

En el marco del desarrollo sostenible bajo la planificación del paisaje el objetivo principal es tener un marco de planificación común, aplicable a todas las actividades de planificación espacial, incluyendo ciencias naturales y sociales y humanidades. El recurso en el país ha tenido una planificación sectorial, sus prácticas de manejo no han podido prevenir o solucionar la crisis del agua, en parte por no tomar en cuenta las interrelaciones con otros componentes del paisaje (GWP TAC 2000). Se ha observado una falta de cooperación entre diferentes sectores relacionados, pues no se han integrado, visualizándose esto en los esfuerzos y acciones ejecutadas, que han estado lejos de la meta de desarrollo sostenible (Biswas 2004). Las decisiones requieren de mayor información científica, por lo que la ecología necesita interrelacionarse con la gestión. Los servicios públicos involucrados deben adaptarse a la introducción de enfoques integrales, por ejemplo integrar el uso del suelo y agua en la planificación de los recursos, y es aquí donde la ecología del paisaje podría contribuir al desarrollo sostenible "landscape planning", entregando herramientas para un marco que ayude a esta integración.

Thomas Kuhn definió paradigma científico como una "constelación de logros, conceptos, valores, técnicas, etc, que los comparte y usa la comunidad científica para definir problemas y soluciones"(Kuhn 1962). Los paradigma sirven como modelos para entender y explicar determinados aspectos de la realidad. Capra, (1996) expande el concepto al paradigma social, lo que es útil para analizar la evolución de las actitudes, valores y percepciones, y formas en que la comunidad se organiza. En este contexto se analizó la evolución del concepto valores y aproximaciones para el recurso hídrico dirigido a paradigmas de planificación.

#### **4.5. PARADIGMAS DE PLANIFICACIÓN**

Se presentan dos paradigmas, el primero centrado en la planificación y gestión del recurso y el segundo en la planificación incorporando el paisaje.

## **A. Primer paradigma.**

Se identifican 4 principales estados de evolución de la planificación y gestión del recurso hídrico, que son: armonía; dominancia; degradación; sostenibilidad.

**1.- Armonía**, se refiere a la adaptación de las actividades humanas a los ritmos de los desastres naturales. El hombre ha provocado cambios en los sistemas naturales, como lo son los asentamientos humanos, con consecuencias en el uso recurso agua. El hombre respondió adaptando sus estilos de vida al ciclo hidrológico natural, lo que no es posible controlar.

**2.-Dominio**, en el sentido de una actitud de los seres humanos que creen estar por sobre la naturaleza, vía la tecnología. Esta etapa comenzó en los siglos 17 al 18 con el intenso desarrollo de la hidráulica y la hidrología. Los ríos fueron regulados en pro de aumentar los beneficios derivados del recurso hídrico, y reducir los inconvenientes y peligros para la vida humana y sus bienes. Este fue el caso del desarrollo hidráulico dirigido a satisfacer los requerimientos energéticos. Luego se optó por la opción de la construcción de centrales de pasada, donde fuese posible, e incorporar la protección del entorno para cumplir con caudales ecológicos implantados. El siglo 20 representó una época de gran intervención fluvial, proyectos hidráulicos multipropósito que se iniciaron en los años 1920 en el mundo para satisfacer el consumo doméstico, regadío y producción de energía. En Chile se han desarrollando estudios para proponer metodologías, para cálculo de caudal ecológico, y desarrollo de una guía para ser aplicada en estudios de impacto ambiental basado en las directrices que indica la DGA, pero aún el caudal es determinado solo con criterios hidrológicos (Capítulo II, 2.1.4 de este documento).

**3.-Degradación**, de los ecosistemas por acción humana se inició en la década de 1960, posteriormente se toma conciencia sobre las consecuencias negativas ambientales y sociales. La legislación ambiental para la protección de los recursos incluyendo el agua, se estableció en los EE.UU. y más tarde en Europa. Se establecieron medidas de mitigación como resultado de una planificación sectorial, lo que ha sido insuficiente para la planificación del agua.

**4.- Sostenibilidad**, esta etapa se inició en la década de 1990 con la “Gestión integrada de los recursos hídricos (GIRH)” ante la necesidad de establecer medidas

proactivas. La "GIRH" es un proceso que promueve el desarrollo coordinado y la gestión del agua, la tierra y los recursos conexos, a fin de maximizar el bienestar económico y social de manera equitativa sin comprometer la sostenibilidad de los ecosistemas vitales. Se promueve un enfoque holístico en los recursos hídricos, la integración, y la transdisciplinariedad (GWP TAC, 2000). Bajo este enfoque las cuencas hidrográficas y los acuíferos serían las unidades de gestión adecuada para la planificación integrada y podrían constituir paisajes. (Duda & El-Ashry, 2000). Los principios guía de la GIRH fueron declarados en la Conferencia Internacional del Agua y del Medio Ambiente, en Dublín 1992, contribuyendo a recomendaciones de la Agenda 21 en la Cumbre de Río (1992). Estos principios se han aplicado en diversos países por ejemplo: en EE.UU, Unión Europea, Portugal, Inglaterra y País de Gales, (Pavlikakis & Tsihrintzis, 2000).

La aplicación de la GIRH ha sido criticada por la falta de integración de algunos sectores por ejemplo, la gestión de la tierra a menudo ha estado ausente, (Duda y El-Ashry 2000). Se ha enfatizado en los aspectos económicos (Falkenmark, 2003), por sobre la importancia de los ecosistemas como proveedores de los recursos hídricos y otros bienes y servicios (Radif, 1999). Los principios de la GIRH se van actualizando en diversas conferencias, tales como Foros Mundiales del Agua, la Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible, Johannesburgo, año 2002 (GWP TAC 2000).

La gestión de ecosistemas es un modelo dinámico que forma parte de la gestión integrada del recurso hídrico, (GIRH), cuya meta es el mantener un buen funcionamiento de los ecosistemas, esenciales para el soporte de las sociedades humanas, que se aplicó en los años 1991 en EE.UU a los recursos naturales (Pavlikakis y Tsihrintzis, 2000). En este contexto involucra procesos naturales surgidos de fundamentos científicos, donde la ecología del paisaje desempeña un papel fundamental (Botequilha Leitão & Ahern, 2002). Es un avance en términos de la integración del agua, incorpora las aguas subterráneas en el contexto del paisaje, pero requiere contar con un método operacional, el cual debería ser capaz de subsanar las deficiencias presentadas a la fecha, tales como:

- promocionar la integración del agua en el contexto del paisaje involucrando aguas superficiales y subterráneas en el del ciclo hidrológico, tierra-agua.

- transdisciplinariedad: comunicación eficaz desde el proceso de planificación, entre las disciplinas científicas, los científicos, planificadores y administradores, y partes interesadas dirigidas hacia un objetivo común (Vasconcelos, 2001).

- reformar las instituciones sectoriales tradicionales, para responder eficazmente a los desafíos tales como niveles de integración. Promover una mejor gobernanza, armonizar el sistema político, administrativo económico social que existe para la gestión y servicios de los recursos hídricos (Vasconcelos, 2001; Barón *et al.* 2002; Falkenmark, 2003).

- mejorar la coordinación entre los servicios que toman las decisiones. Esto debe realizarse entre diferentes instituciones públicas. Resolver los conflictos legales, la duplicidad de funciones, las competencias de los diferentes niveles de autoridad (local, sub regional, nacional) demostrando que es posible aplicar con éxito la transdisciplinariedad en la planificación y gestión de recursos (Neufeld, 2000; Scholz *et al.*, 2000; Ferreira *et al.*, 2003).

### **B. Segundo paradigma.**

Los principios ecológico - holístico surgen desde siglo 17 a Siglo 18 con Alexander von Humboldt y otros, que perciben y estudian el paisaje en su conjunto. En el siglo 20 emergió la aproximación integrativa remitida sólo a las ciudades, pues las actividades rurales eran compatibles con la conservación de los sistemas naturales. (Roberts & Roberts, 1984). A medida que aumentó la explotación de los recursos naturales, el crecimiento urbano y la contaminación, se crearon las ciudades jardín, "cinturones verdes" y sistema de parques. Se incorporaron conceptos ecológicos a la ciudad, para mejorar la calidad de vida de los habitantes de las zonas urbanas. Alrededor de los años 1960 incrementó la degradación, la expansión urbana, y se inició el desarrollo de la aproximación de paisaje, independiente de la planificación urbana.

La planificación del paisaje se ve como un complejo multidimensional (natural, cultural, espacial, mental, etc.) que evoluciona hacia la integración y la transdisciplinariedad (Naveh & Lieberman, 1995; Tress & Tress, 2003). Varias disciplinas se enfocan hacia la sostenibilidad como objetivo, donde en sus principios y directrices se incluye la gestión de los ecosistemas, y se producen una serie de

métodos transdisciplinarios de planificación como la “planificación sostenible del paisaje” (Botequilha Leitão & Ahern, 2002). Estos métodos integran un conjunto de principios, directrices para integrar la ecología del paisaje a la planificación. Proporciona herramientas y una estructura de planificación que consiste en cinco fases.

La “planificación del paisaje sostenible” tiene como propósito proporcionar un marco común de planificación, aplicable a todas las actividades de planificación espacial, basado en la ecología del paisaje como su fundamento científico básico, que incorpora una dimensión espacial, incluidas las ciencias naturales, sociales y las humanidades. También establece vínculos entre la ciencia, la planificación, la gestión y las partes interesadas (Botequilha Leitão, 2001). El concepto de planificación sostenible del paisaje se refiere a la sostenibilidad considerando lo siguiente, (Botequilha Leitão & Ahern, 2002):

- la integridad de los sistemas ecológicos como la base para todo el desarrollo humano
- la promoción de la integración del componente humano
- promover la integración de las ciencias sociales y humanidades.

La ecología del paisaje como se explica en el Capítulo III de esta tesis es una transdisciplina (Naveh & Liebermann, 1995) apropiada como unidad de planificación que relaciona la escala de percepción humana, cuya aplicación aún no está muy desarrollada y que puede suministrar las bases científicas para integrar el paisaje y planificación del recurso hídrico.

Su operatividad es compleja de aplicar (Tress Tress, 2001; 2003) comenzando por su transdisciplinaridad, se necesita comprender los planteamientos integradores frente a la sectorialidad. Poder ponerse de acuerdo sobre un enfoque y lenguaje común para el agua y la planificación de los recursos. En la práctica, esto implica que los científicos deberían desarrollar su investigación enfocándose en las necesidades del proceso de planificación, y promover capacidades para los planificadores y administradores, en particular en la ciencia del paisaje.

Los dos paradigmas el de “planificación y gestión del recurso hídrico” y el de “planificación sostenible del paisaje” han evolucionado en forma similar bajo un único objetivo el de sostenibilidad. Al inicio se aplicó una aproximación sectorial, luego se incorporó la parte técnica y posteriormente se dio paso al criterio de sostenibilidad, con

la incorporación de consideraciones ecológicas, económicas, sociales y culturales. Se adoptan los principios de teoría de sistemas, holismo, gestión adaptativa y participación ciudadana, entre otros. Se reconoce la multidimensionalidad en la gestión y en ambos se tiende a la transdisciplinariedad.

La diferencia entre ambos paradigmas es que el enfoque holístico y de transdisciplinariedad está menos desarrollado en el paradigma de “planificación y gestión recursos hídricos” como también éste aún posee una gestión muy sectorial, con tecnología tradicional enfocada la gestión del río al cuerpo de agua propiamente tal. El segundo paradigma tiene un enfoque de ordenación territorial con una dimensión espacial intrínseca, de mayor integración ecológica, enfocada al paisaje dirigido a la cuenca como unidad de gestión (GWP TAC, 2000).

Ambos paradigmas pueden converger, compartiendo visiones objetivas, métodos, y desarrollar una transdisciplinariedad. Aportan a la comunicación entre distintas áreas del conocimiento, el científico, el de planificadores y el de participación ciudadana. Deben incluir la hidrología, hidrogeología y la ecología del paisaje como disciplinas fundamentales, incorporar a la geología, la ciencia de la tierra, la sociología, la psicología, historia, ciencias de la computación y la elaboración de modelos, etc. Sus estrategias (metodológicas y espacial) deben adaptarse a las características locales en la Gestión Integrada de Recursos Hídricos, GIRH (GWP TAC, 2000).

La ecología del paisaje aporta a dilucidar patrones de configuración espacial bajo una visión territorial de los usos de la tierra y/o de los ecosistemas, bajo un enfoque integrador. Así se puede contribuir a soluciones innovadoras, holísticas para los problemas del agua, (Botequilha Leitão & Ahern, 2002), que son dinámicos y complejos..

De acuerdo con el principio de la interdependencia presentado, todo está conectado en el paisaje, las funciones, los procesos y las personas, por lo que el agua debe ser considerada, planificada y gestionada en un espacio, integrador y transdisciplinario. Los modelos ecológicos a menudo carecen de la comprensión del contexto espacial, de las alternativas de enfoques y/o hipótesis que podrían ser útiles a los planificadores y administradores del recurso. Frente a esta realidad el “manejo adaptativo” constituye uno de los principios a considerar basado en la premisa que el manejo de los recursos naturales es prácticamente de carácter experimental, con



diferentes fuentes de incertidumbre en los procesos, los modelos, la observación y el comportamiento del sistema natural.

#### **4.6. MANEJO ADAPTATIVO.**

El manejo adaptativo es un principio que se está incorporando en disciplinas que tratan con sistemas complejos, dinámicos, con alto grado de incertidumbre, como son los sistemas naturales, sociales y económicos. Este concepto ha crecido en los últimos años por el incremento de presión que ejercen las diversas acciones antrópicas sobre los ecosistemas, constituidos por recursos limitados demandantes de un manejo adecuado (Holling, 1978). El objetivo es mejorar el manejo ambiental a través del aprender haciendo. Plantea que dado que los ecosistemas se están destruyendo a un ritmo muy acelerado, y además que en esos ecosistemas existen recursos importantes que deben ser explotados, y que existe muy poco conocimiento de cómo funcionan, entonces es urgente tomar medidas para apuntar a un desarrollo con conservación. Dada la incertidumbre que se genera en la temática ambiental y su variabilidad inherente, este tema lo resuelve bajo un enfoque experimental o científico. Incorpora investigación en las acciones de conservación, incluye metodologías científicas en el diseño, implementación y evaluación estratégica de manejo de los recursos. Los métodos se construyen desde diferentes disciplinas ciencias naturales y sociales reconociendo la importancia de las estructuras institucionales y sociales para el manejo y decisiones políticas. Por ejemplo, para el caso específico de la investigación ecológica, para el manejo de la proliferación de algas en algunos lagos americanos, se propusieron soluciones desde el conocimiento de las dinámicas tróficas. Así la comprensión ecológica fue útil para manipular la estructura trófica y reducir los riesgos de floraciones algales nocivas (Carpenter *et al*, 1999). Sin embargo aún falta establecer vínculos entre la ecología y el manejo ambiental, y respuestas a la sobre explotación de recursos y perturbaciones naturales.

El manejo adaptativo, se torna clave ante el cambio global y en la vinculación entre la escala local y la global. La aplicación de un manejo adaptativo a un proyecto, se realiza en varias etapas integrando el diseño, manejo y monitoreo dentro de las suposiciones probadas sistemáticamente, con la finalidad de adaptarse y aprender (Fig: 28).

Figura 28. Fases de manejo adaptativo.



Fuente: Margoluis, [www.eco-index.org/search/pdfs/747report\\_3](http://www.eco-index.org/search/pdfs/747report_3).

### Fases de manejo adaptativo en un proyecto

A.-Diseñar un modelo explícito del sistema

B.-Desarrollar un plan de manejo

C.-Monitoreo de los supuestos detrás de sus acciones

D.-Implementar los planes de manejo y monitoreo/evaluación

E.- Análisis de los datos y comunicación de los resultados, Iterar: Usar los resultados para adaptar y aprender.

Esto provee un marco de trabajo para probar supuestos, Adaptar el proyecto en base a los resultados del monitoreo y documentar y compartir lo aprendido.

El probar supuestos se trata de intentar sistemáticamente diferentes acciones para lograr un resultado deseado, no es un proceso al azar de ensayo y error, se debe pensar sobre la situación del sitio del proyecto, desarrollar una serie de condiciones sobre lo que está ocurriendo y cuáles acciones se pueden utilizar para afectar estos eventos (fase de diseño). Luego implementar estas acciones (fase de manejo) y monitorear los resultados reales, para compararlos con los que se predijo, en sus supuestos. Es clave entender cuáles acciones funcionan y cuáles no, el porqué y para qué. La adaptación es el actuar para mejorar el proyecto basado en los resultados del monitoreo.

La adaptación involucra cambiar los supuestos e intervenciones para responder a la nueva información obtenida a través del monitoreo Aprender se trata de

documentar sistemáticamente el proceso del equipo y los resultados logrados. Esto ayudará a otras personas de la comunidad a la conservación del recurso y a beneficiarse de sus experiencias. La evaluación de éxito se logra al comparar varias estrategias al mismo tiempo (Sainsbury *et al*, 1997). Comúnmente las mayores limitaciones es contar con una base de datos insuficientes y poder replicar a grandes escalas (Linnell Nemeč, 1998), sin embargo hay ejemplos de aplicación exitosa de este manejo adaptativo en el área de las pesquerías en Australia (Sainsbury *et al*, 1997).

### **Condiciones que aseguran un enfoque de manejo adaptativo**

1. Los proyectos de conservación se realizan en sistemas complejos
- 2: El mundo es un lugar cambiante constantemente de manera impredecible
- 3: Nuestra "Competencia" está cambiando y adaptándose
- 4: Se requiere de acción inmediata
- 5: No existe la información completa
- 6: Se puede aprender y mejorar

### **Pasos en el proceso del manejo adaptativo**

#### **Inicio: Establecer un propósito claro y en común**

- A: Diseñar un modelo explícito para su Sistema
  - B: Desarrollar un plan de manejo que maximice los resultados y el aprendizaje
  - C: Desarrollar un plan de monitoreo para probar sus supuestos
  - D: Implementar los planes de manejo y monitoreo
  - E: Analice los datos y comuniquen los Resultados
- Reiteración: Utilizar los resultados para adaptarse y aprender

Se debe tener la precaución del uso adecuado de las escalas tanto espaciales como temporales, las que dificultarían el identificar las respuestas en cada paso del manejo adaptativo. También tener presente que los monitoreos en una escala temporal muy corta dan información a corto plazo las que pueden estar dando cuenta de situaciones transientes, las cuales proveen de escasa información para las respuestas a largo plazo y respuestas umbrales. No es posible evaluar efectos de eventos raros como grandes perturbaciones ambientales y catástrofes, sin embargo es útil para identificar estrategias de manejo robustas para las incertezas

Como el manejo adaptativo usa experimentos de campo para dirigir preguntas específicas, contribuye al conocimiento, y una de sus fortalezas es la propuesta de

cambios adecuados en el manejo de los recursos ambientales ante la ausencia de planificación y monitoreos adecuados. Ante objetivos definidos puede ayudar a identificar las mejores estrategias de éxito Tenerlo en cuenta es una buena opción para el manejo ambiental del país, donde desafortunadamente la incertidumbre se ha potenciado, por una falta de planificación adecuada, por la data disponible, escasa coordinación de las instituciones ambientales, lo que en parte ha debilitado, el cumplimiento de la política ambiental en torno al recurso hídrico.

#### **4.7. ENFOQUE ECOSISTÉMICO EN LA GESTIÓN DEL RECURSO**

El enfoque ecosistémico es una estrategia para la gestión integral de suelo, agua y recursos vivos que promueve la conservación y el uso sostenible en una manera equitativa. La Convención sobre la Diversidad Biológica (CDB), firmada por 188 países, ha respaldado este enfoque como su primer marco de acción el cual está basado en los desafíos que plantea tanto los Objetivos de Desarrollo del Milenio como la Evaluación de Ecosistemas del Milenio.

El enfoque coloca a la gente que vive en los ecosistemas y a sus medios de vida en el centro de las decisiones sobre la gestión y la protección. Se pretende mantener los servicios ecosistémicos, mediante la conservación de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas, dentro de procesos que apuntan a establecer balances y sinergias entre las variables sociales, económicas y ambientales (Smith & Maltby, 2003).

El enfoque reconoce a los ecosistemas naturales y transformados como sistemas complejos cuya función y capacidad de respuesta, ante perturbaciones dependen de las relaciones dinámicas entre especies y entre éstas y el medio ambiente, la sociedad y su cultura. Integra las diferentes ciencias del medio biofísico y socioeconómico y el conocimiento tradicional, con sus respectivas disciplinas, prácticas, metodologías y sistemas de innovación. Como el ser humano y su cultura forman parte integral de los ecosistemas, identifica a los objetivos de la gestión ambiental como de naturaleza eminentemente social (Andrade y Navarrete, 2004). Para aplicar el enfoque ecosistémico se ha incorporado el manejo adaptativo como una manera operativa, de poder aplicar la ecología de paisajes, puesto que los ecosistemas son reflejo del paisaje y sus límites se pueden definir funcionalmente (Margoluis, op. cit.).

## **Enfoque ecosistémico y gestión integrada de los recursos hídricos (UICN, 2006):**

El enfoque ecosistémico, se complementa con la gestión integrada de recursos hídricos (GIRH). El concepto actual de GIRH se originó en la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el agua en Mar del Plata, 1977 y en la Conferencia Internacional sobre Agua y Ambiente en Dublín, 1992, se acordaron 4 principios (ICWE, 1992), estos fueron:

1. El agua dulce es un recurso finito y vulnerable, esencial para sostener la vida, el desarrollo, y el medio ambiente.
2. El desarrollo y gestión del agua debería ser basada en un enfoque participativo, involucrando usuarios, planificadores y gestores de política en todos los niveles;
3. Las mujeres desempeñan un rol fundamental en la provisión, gestión y el salvaguardar del agua;
4. El agua tiene un valor económico en todos sus niveles de uso, y debería ser reconocida como un bien económico.

En la Cumbre de Johannesburgo (año 2002) la Global Water Partnership definió GIRH como “un proceso que promueve el manejo y desarrollo coordinado del agua, la tierra y los recursos relacionados, con el fin de maximizar el bienestar social y económico resultante de manera equitativa sin comprometer la sustentabilidad de los ecosistemas vitales” (Asociación Mundial para el Agua, 2000). El enfoque ecosistémico profundiza la GIRH con elementos de participación (todos los sectores de la sociedad, comunidades locales e indígenas), de conservación y utilización de la diversidad biológica, de integración, y de aportes económicos en términos de los servicios ambientales y externalidades. Ambos conceptos tienen el desafío de la integralidad.

La cuenca y el ecosistema UICN, han sido tratadas como dos categorías y escalas distintas, sin embargo para la gestión ambiental del agua deben integrarse. Existe una estrecha relación entre la hidrología y los servicios ecosistémicos, así como la regulación, la recreación, el transporte y el suministro del agua. De la misma manera se interrelacionan la estructura y función de una cuenca hidrográfica con la estructura y función de los ecosistemas, asociados a dicha cuenca. Más aún, los procesos sociales y económicos en una cuenca tienen como referente natural los servicios de provisión, regulación y cultura que prestan los ecosistemas. En este sentido, el *enfoque ecosistémico* UICN, no pretende reemplazar sino complementar, y si es

posible, potenciar los convencionales modelos de manejo de las cuencas hidrográficas (Kosten & Guerrero, 2005). El enfoque ecosistémico UICN, consta de 12 principios que toman en cuenta las relaciones funcionales de la diversidad biológica, el promover la distribución equitativa de los beneficios generados por las funciones de la biodiversidad, aplicar modelos de manejo adaptativo, incentivar procesos de descentralización en la gestión y buscar la integralidad de las partes involucradas en la gestión de los ecosistemas (Vides, 2005).

#### **4.8. APLICACIÓN DEL ENFOQUE ECOSISTÉMICO.**

Aplicación enfoque ecosistémico (UICN, 2006, Comisión de Manejo de Ecosistemas (<http://www.iucn.org>). Para la implementación del enfoque ecosistémico se siguen los siguientes pasos en la planificación de las acciones, proyectos e iniciativas, (Shepherd, 2004):

Paso A: Determinación de los principales actores, definición del área del ecosistema, y desarrollo de las relaciones entre ellos.

Paso B: Caracterización de la estructura y función del ecosistema y elaboración de mecanismos para su manejo y monitoreo.

Paso C: Identificación de elementos económicos importantes que afectarán al ecosistema y sus habitantes.

Paso D: Determinación de impactos probables sobre ecosistemas adyacentes.

Paso E: Toma de decisiones sobre objetivos de largo plazo.

Hay principios que tienen más que ver con la naturaleza socio-económica y cultural y otros con la naturaleza más bien ecológica.

##### **a) Principios relacionados con la naturaleza socio-económica y cultural:**

Uno de los principales aportes del *enfoque ecosistémico* es el reconocimiento del ser humano y de los sistemas sociales, como componentes intrínsecos a los ecosistemas. Para entender las relaciones entre los sistemas sociales y el sistema natural, hay que tener en cuenta el contexto político y económico en que se desarrollan, el rol que cumplen las instituciones, la ciencia y el conocimiento tradicional, articulándolos integralmente.

Los principios que miran preferentemente estos aspectos son los principios 1, 2, 4, 10, 11 y 12.

- Principio 1: La elección de los objetivos de manejo de los recursos de tierras, hídricos y vivos debe quedar en manos de la sociedad
- Principio 2: El manejo debe estar descentralizado al nivel apropiado más bajo
- Principio 4: Los ecosistemas deben manejarse en un contexto económico
- Principio 10: El enfoque ecosistémico debe procurar un equilibrio apropiado entre la conservación y la utilización de la diversidad biológica y su integración.
- Principio 11: Tener en cuenta toda la información pertinente, incluidos los conocimientos, las innovaciones y las prácticas de las comunidades científicas, indígenas y locales.
- Principio 12: En el enfoque ecosistémico deben intervenir todos los sectores de la sociedad y las disciplinas científicas pertinentes.

De los principios más aplicados se destacan los 1, 2 y 10.

#### **b) Principios relacionados con la naturaleza ecológica:**

##### Aspectos biofísicos-ecológicos

Los principios que abordan con mayor énfasis los aspectos de naturaleza biológica y/o ecológica de los ecosistemas (3, 5, 6, 7, 8, 9) y su articulación con los procesos sociales y culturales, están orientados a entender los aspectos de las relaciones espaciales y funcionales que tienen los ecosistemas con ecosistemas adyacentes, en el contexto del ciclo hidrológico, la caracterización estructural y funcional de los ecosistemas, el manejo adaptativo y la necesidad de articular la gestión dentro de un contexto dinámico y evolutivo de los ecosistemas. Es importante poder establecer los cambios dados por procesos naturales y antrópicos mediante mecanismos de seguimiento y monitoreo de indicadores de estado y de procesos.

Principio 3: Los administradores de los ecosistemas deben tener en cuenta los efectos reales o posibles de sus actividades en los ecosistemas adyacentes.

Principio 5: A fin de mantener los servicios de los ecosistemas, la conservación tanto de la estructura y del funcionamiento de los ecosistemas debería ser un objetivo prioritario.

Principio 6: Los ecosistemas se deben gestionar dentro de los límites de su funcionamiento

Principio 7: El *enfoque ecosistémico* debe aplicarse a las escalas espaciales y temporales apropiadas.

Principio 8: Dado las diversas escalas temporales y los efectos retardados que caracterizan a los procesos de los ecosistemas, se deberían establecer objetivos a largo plazo en su manejo.

Principio 9: En el manejo debe reconocerse que el cambio es inevitable

Específicamente en este ámbito ecológico uno de los principios más aplicados en los estudios de caso ha sido el 6 y 7. Se ha destacado la generación de información, científica a las decisiones. En este contexto en Chile es necesario incrementar el estudio de los ríos y conocer de su funcionamiento (Vila, 2006) para poder conocer que y como gestionar adecuadamente. Los ríos que drenan la vertiente occidental son cortos y abruptos (Capítulo II de esta versión) sumado las diversas intervenciones antrópicas (Capítulo I de esta tesis) es necesario aplicar el principio 7 a la gestión del agua definiendo los límites funcionales como indica el principio 6. También para una gestión exitosa desde la planificación debe incorporarse la participación social. Una manera de llevarlo a cabo en el país es a través de las mesas del agua que hoy en día se están conformando en algunas cuencas, esto debe fortalecerse realizando talleres como mecanismo de garantía de participación transparente y consensuada.

#### **4.9. MATRIZ DE PAISAJE PARA GESTIÓN**

En los diversos estudios en los que ha aplicado el enfoque ecosistémico, se observó que los proyectos desarrollados han dejado lecciones que han contribuido a mejorar el conocimiento de la estructura y función de los ecosistemas, cumpliendo metas de conservación, sociales y económicas consensuadas, ante estos ecosistemas cambiantes por su dinamismo. Se han realizado diagnósticos y estudios de biodiversidad para identificar especies claves (vulnerables e importantes). Los proyectos han fortalecido alianzas favoreciendo la unificación de criterios en discusiones a través de seminarios y talleres con la participación de la academia. Se llevó a cabo una revisión de diversos trabajos donde se usó el concepto de paisaje fluvial para la gestión del recurso hídrico. Se confeccionó una matriz basado en



criterios considerados importantes para la gestión que resumen su aplicación, estos fueron: objetivo, problema, lugar, indicadores, escala, control operacional, criterio y referencia (Tabla 14).

Tabla 14. Descripción de la matriz de paisaje aplicada a la gestión del recurso hídrico.

<b>Item</b>	<b>Descripción</b>
Objetivo	Descripción del objetivo general
Problema	Explicación del impacto
Lugar	Localidad geográfica
Indicadores	Medida de desempeño cuantificable
Escala	Medida espacial
Control operacional	Determinar puntos críticos de control del o los procesos para cumplir el objetivo.
Criterio	Aspecto a cumplir, fundamento
Referencia.	Publicaciones, Guías, Seminarios u otro.

Fuente: Elaboración propia.

#### 4.10. BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA

- Agenda 21 (1992). Programa 21, Naciones Unidas
- Andrade Pérez, A.; Navarrete Le Blas, F. 2004. Lineamientos para la aplicación del enfoque ecosistémico ala Gestión Integral del Recurso Hídrico. PNUMA. Ciudad de México, 110pp.
- Baron, J.S., Poff, N.L., Angermeier, P.L., et al. (2002). Meeting ecological and societal needs for freshwater. *Ecological Applications*, 12 (5), 1247-1260.
- Barbour, M.T., J. Gerritsen., B. D. Snyder y J.B. Stribling (1995). Revision to rapid bioassessment protocols for use in stream and rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish. EPA 841-D97-002.
- Barbour, M. T., J. Gerritsen, B. D. Synder, and J. B. Stribling (1997). Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Rivers: Periphyton, Benthic, Macroinvertebrates, and Fish. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. EPA/841-D-97-002.
- Biswas, A.K. (2004). Integrated water resources management: a reassessment: a waterforum contribution. *Water International*, 29 (2), 248-256
- Botequilha Leitão, A. and Ahern, J. (2002). Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, 59 (2), 65-93.
- Brookes, A. (1992). "Recovery and Restoration of Some Engineered British River Channels", en Boon P. J., P. Calow; G. E. Petts (eds.): *River Conservation and 'Management'*, Chichester, John Wiley & Sons, 337-352.
- Carpenter R., S. G. Fisher, N. B. Grimm, J. F. Kitchell. (1999).Management of eutrophication for lakes subject to potentially irreversible change. *Ecological Applications* 9, 751-771.
- CEPAL (2003). Hacia un plan nacional de gestión integrada de recursos hídricos. Taller nacional, Chile. Actividad de la GWP/SAMTAC, CEPAL, Gobierno de Chile: CNR, DGA, DOH; U de Chile, SOPCHID, AIDIS, Asociación latinoamericana de Hidrología.
- CONAMA (2002). Agenda Ambiental País, por un desarrollo limpio y sustentable 2002-2006. 13 pp.
- CONAMA (2005). Estrategia Nacional para la Conservación y Uso Racional de los Humedales en Chile.

- CONAMA (2007). Conferencia “Estrategia Nacional de Gestión Integrada de Cuencas Hidrográficas” dictada por J. Iturriaga (Coordinador técnico de la Estrategia en Chile). IV Congreso de Limnología, Santiago, Chile.
- CONAMA (2009). Norma secundaria de calidad ambiental para Cuenca Río Serrano. Decreto Supremo N° 90/2001 del MINSEGPRES. Norma de Emisión para la Regulación de Contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales.
- DGA (2002). Manual de Normas y Procedimientos para la Administración de Recursos Hídricos, disponible en: [www.dga.cl/secuencias/servicios/derech\\_criterios.htm](http://www.dga.cl/secuencias/servicios/derech_criterios.htm)
- Dirección general de Aguas (DGA, 2005). “Objetivos y Alcances de la Reforma del Código de Aguas de Chile”. Conferencia Internacional CEPAL, DGA y GWP.
- DMA 2000/60/CE del Parlamento Europeo y el Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de las aguas. Diario Oficial de la Comunidad Europea. L 327 de 22 de diciembre de 2000: 72 pp.
- Dourojeanni Axel, Andrei Jouravlev & Guillermo Chávez (2002). Gestión del agua a nivel de cuencas: teoría y práctica. Serie 47, División de Recursos Naturales e Infraestructura. Naciones Unidas CEPAL-ECLAC. 83 pp.
- Falkenmark, M., 2003. Water management and ecosystems: living with change. Global Water Partnership, Stockolm. TEC Background Papers vol. 9.
- Ferreira, H., Botequilha Leitão, A., Salgueiro, R., et al., 2003. Sustainable landscape planning as a tool to address water resource planning: a Portuguese case-study on a coastal aquifer salination. In: Actas da Conferência TIAC'03: Tecnología de la intrusión de agua de mar en acuíferos costeros: Países Mediterráneos. Instituto Geológico y Minero de España, Alicante, 641-650.
- Gestión integrada de recursos hídricos (GIRH). <http://www.iisd.ca/ymb/worldwater4/html/ymbvol82num11s.html>
- Giordano, M. (2002). International River Basin Management: Global Principles and Basin Practice. Thesis for the degree of Doctor of Philosophy in Geography.
- GWP TAC, 2000. *Integrated water resources management*. Global Water Partnership, Stockholm. TAC Background Papers vol. 4.
- Holling, C.S. (1978) *Adaptative Environmental Assessment and Management*. John Wiley & Son, Chichester.
- Kosten, S. y E. Guerrero. 2005. Fundamentos para la Aplicación del *Enfoque Ecosistémico* en el Manejo de Cuencas Hidrográficas y Humedales Fluviales. En: *Humedales Fluviales de América del Sur: Hacia un Manejo Sustentable*. Ediciones Proteger (Argentina), pp. 169-192.

LEY 19.300 SOBRE BASES GENERALES DEL MEDIO AMBIENTE Modificada por la ley 20.173 2007

Linnell Nemeč, A.F.(1998). Design of Experiments. In, Statistical Methods for Adaptive Management Studies (eds Sit V.and Taylor b.J.R.), pp 9-1|8. Ministry of Forestry Division Services Branch Victoria, B.C.

Margoluis [www.eco-index.org/search/pdfs/747report\\_3](http://www.eco-index.org/search/pdfs/747report_3)).

Molina X. y I. Vila (2006). Calidad de Agua en "Manual de la Evaluación de la Calidad del Agua" Molina y Vila (eds). CENMA, SAG, U. de Chile. pág. 1-3.

Naiman, R.J. and Turner, M.G., 2000. A future perspective on North America's freshwater ecosystems. *Ecological Applications*, 10 (4), 958-970.

Naveh, Z. and Liebermann, A., 1995. *Landscape ecology: theory and application*. 2nd edn. Springer-Verlag, New York.

Neufeld, D.A., 2000. An ecosystem approach to planning for groundwater: the case of Waterloo Region, Ontario, Canada. *Hydrogeology Journal*, 8 (2), 239-250.

Nijland, H. J.; M. J. R. Cals (eds.) (2001). River Restoration 'in' Europe. Practical Approaches , Conference on River Restoration, Wageningen (Holanda) 2000. ARRISA 2001.023.

OECD (2005). Evaluaciones del desempeño ambiental CHILE. Naciones Unidas, CEPAL. 246 pp.

Pavlikakis, G.E. and Tsihrintzis, V.A., 2000. Ecosystem management: a review of a new concept and methodology. *Water Resources Management*, 14 (4), 257-283.

Radif, A.A., 1999. Integrated water resources management (IWRM): an approach to face the challenges of the next century and to avert future crisis. *Desalination*, 124 (1/3), 145-153.

Roberts, R.D. and Roberts, T.M., 1984. Ecological considerations in rural planning: overview. In: Roberts, R.D. and Roberts, T.M. eds. *Planning and Ecology*. Chapman & Hall, London, 153-156.

Radif, A.A., 1999. Integrated water resources management (IWRM): an approach to face the challenges of the next century and to avert future crisis. *Desalination*, 124 (1/3), 145-153.

Roberts, R.D. and Roberts, T.M., 1984. Ecological considerations in rural planning: overview. In: Roberts, R.D. and Roberts, T.M. eds. *Planning and Ecology*. Chapman & Hall, London, 153-156.

Sainsbury K.J., Campbell R.A., Lindholm R. & Whitelaw A.W. (1997) Experimental management of an Australian multispecies fishery examining the possibility of

- trawl induced habitat modification. In *Global Trends: Fisheries Management* (eds Pikitch E. L., Huppert D.D. and Sissenwine M.P.), pp 107-112. American Fisheries Society Symposium Bethesda Md.
- Scholz, R.W., Mieg, H.A. and Oswald, J.E., 2000. Transdisciplinarity in groundwater management: towards mutual learning of science and society. *Water Air and Soil Pollution*, 123 (1/4), 477-487.
- Smith, R.D. & E. Maltby. 2003. Using the Ecosystem Approach to Implement the Convention on Biological Diversity: Key Issues and Case Studies. IUCN, Gland (Switzerland) and Cambridge (U.K.), x + 118 pp.
- Smith R.L. & Smith, T.M. (2001). Ríos y arroyos. Cap. 34. en *Ecología* 4 th ed. Addison Wesley. 538 -550 pp. 642 pp.
- Solanes M. & Getches D. (1998). Prácticas recomendables para la elaboración de leyes y regulaciones relacionadas con el recurso hídrico. Informe de Buenas Prácticas. Banco Interamericano de Desarrollo, Washington, D.C., Informe ENV-127.
- Swales, S. (1989). "The use of instream habitat improvement methodology in mitigating the adverse effects of river regulation on fisheries", en J. A. Gore; G. E. Petts: *Alternatives in Regulated River 'Management'* (eds.), Florida, CRC Press, 185-208.
- Tress, B., Tress, G., Décamps, H., et al., 2001. Bridging human and natural sciences in landscape research. *Landscape and Urban Planning*, 57 (3/4), 137-141.
- Tress, B., Tress, G., Van der Valk, A., et al., 2003. *Interdisciplinary and transdisciplinary landscape studies: potential and limitations*. Delta Program, Wageningen. Delta series 2. [[http://library.wur.nl/wasp/bestanden/LUWPUBRD\\_00320583\\_A502\\_001.pdf](http://library.wur.nl/wasp/bestanden/LUWPUBRD_00320583_A502_001.pdf)]
- UICN, 2006, Comisión de Manejo de Ecosistemas (<http://www.iucn.org>):
- UICN ( 2006). La Aplicación del Enfoque Ecosistémico en la Gestión de los Recursos Hídricos. Un análisis de estudios de caso en América Latina. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y de los Recursos Naturales. Guerrero E., Otto de Keizer, Rocío Córdoba Guerrero E., Otto de Keizer, Rocío Córdoba. 78 pp.
- Van Hofwegen & Jaspers, 2000.
- Vasconcelos, L.T., 2001. New forums out of sustainability: recent trends at the local level. In: *ACSP-AESOP-APSA-ANZAPS world planning schools congress, Shanghai, China, 11-15 July 2001*. ACSP. [<http://www.wteamup.pt/docs/Shanghai2001.pdf>]

- Vides, R. 2005. Módulo: Bases Conceptuales. Curso *enfoque ecosistémico*. UCI-UNESCO. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia. (inédito)
- Vila, I. (2006). Prefacio, en “Manual de la Evaluación de la Calidad del Agua” Molina y Vila (eds). CENMA, SAG, U. de Chile. pág. V.



## **Matriz**





**CAPÍTULO V**  
**OBJETIVOS e HIPOTESIS**



La calidad del recurso hídrico en Chile es un aspecto relevante para el desarrollo potencial de las cuencas hidrográficas y hoy en día la calidad de este se ha constituido en un problema crítico en el país. Actualmente se establece el incremento en la demanda de este recurso y se han generado serios conflictos por su disponibilidad. Hoy en día está en proceso de desarrollo un instrumento de gestión, en el tema de la calidad de agua que son las futuras “Normas secundarias de calidad ambiental para sistemas acuáticos continentales superficiales, (NSCA)” entre cuyos objetivos está la protección de las comunidades acuáticas. En el Capítulo II de esta versión, se mencionaron algunas metodologías para evaluar la calidad de agua y que han resultado ser ventajosas, entre las cuales están los monitoreos biológicos. Sin embargo uno de los aspectos críticos es la determinación de la escala espacial y temporal. En el Capítulo III se expuso que la teoría de paisaje podría aportar a dilucidar como aplicar esta herramienta, pues puede aportar a establecer los límites de las escalas para efectuar monitoreos biológicos. A continuación se exponen los objetivos y la hipótesis de esta futura tesis.

## **5.1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.**

Las cuencas hidrográficas han sido históricamente amenazadas por diversas perturbaciones antrópicas a lo largo del país, con consecuencias negativas para la cantidad y calidad de agua (CONAMA, 2007). Por ejemplo por incremento de las diversas actividades agroindustriales para diversos fines agrícolas, se han estado interviniendo los ríos en el país, causando alteraciones de caudal y fragmentación de hábitat. También se han vertido históricamente residuos industriales, sólidos, líquidos, y domésticos a los cuerpos de agua, provocando contaminación y eutrofización, con lo

cual se ha restringido la diversidad de los usos del recurso, para las diversas actividades de la cuenca. Esto ha implicado la disminución de la salud de varios ecosistemas fluviales, afectando los servicios del agua para la cuenca hidrográfica y aumentando la probabilidad de vulnerabilidad de esta. Esta situación tiene repercusiones severas por sus consecuencias ambientales, sociales y económicas, lo que requiere urgentemente ser revertido en el país, para lo cual se han establecido cuencas prioritarias, en los Programa priorizado de normas, incorporando preferentemente a sistemas acuáticos preferenciales del punto de vista social y económico.

Una de las sugerencias realizada a Chile producto de la evaluación internacional de la OCDE por el desempeño ambiental del país en el año 2005, fue el mejorar el manejo del recurso hídrico para proporcionar los servicios ambientales (OCDE, 2005). Uno de las respuestas ha sido el desarrollo de una Estrategia Nacional de Cuencas Hidrográficas, con el fin de proteger el recurso hídrico en calidad y cantidad, resguardar el consumo humano y la armonización de objetivos de conservación de ecosistemas y uso sustentable del recurso. Parte de estas observaciones se recogen en el contexto de desarrollo del instrumento de gestión “Normas Secundarias de Calidad Ambiental para la Protección de las Aguas Continentales Superficiales”, (NSCA), las que contemplan *proteger, mantener y recuperar la calidad de las aguas como también el aprovechamiento del recurso, la protección y conservación de las comunidades acuáticas y de los ecosistemas, maximizando los beneficios sociales, económicos y medioambientales*”. La calidad del agua es un término relativo que depende del uso que se le de al recurso.

Normalmente se ha evaluado la calidad de agua superficial bajo parámetros físicos y químicos, los cuales han resultado ser insuficientes, metodológicamente al no dar cuenta de cambios temporales y espaciales característicos de los ecosistemas acuáticos. Es necesario incorporar herramientas de evaluación que alerten en forma temprana cambios en el sistema, y así poder prevenir su deterioro, considerando su resiliencia, como lo es el enfoque de integridad biológica. Este funciona bajo el supuesto que cambios en la física y química de un cuerpo de agua se reflejarían en las comunidades acuáticas que lo habitan. Los macroinvertebrados bentónicos son las comunidades más abundantes en los ríos (cerca del 80%), y se han usado ampliamente para bioindicación a través de índices bióticos tanto cualitativos como cuantitativos, además que se dispone de vasta literatura científica, respecto a su aplicación a nivel internacional.

Las futuras normas son una oportunidad para el uso de herramientas integrales, enfocado a una gestión integrada de la cuenca fluvial como han sido incorporadas en USA, en la Directiva Marco del Agua (DMA, 2000/60/CE), en Brasil, Colombia, entre otros. Este proceso se ha iniciado en Chile para lo cual es necesario avanzar en el desarrollo metodológico para su implementación y determinar los factores tendientes a establecer su aplicabilidad.

La aplicación del monitoreo biológico en nuestro país es aún incipiente, una de las razones son las siguientes, ([www.CONAMA.cl](http://www.CONAMA.cl); Molina & Vila, 2006):

- Falta de información histórica de los ríos y de sus comunidades que lo componen.
- Necesidad de enfatizar en estudios relacionados con la comprensión proceso funcional de los ríos, que permita integrar la evaluación de los impactos por efecto del desarrollo tecnológico y las actividades humanas.
- Escaso conocimiento de la dinámica de las cuencas.
- Falta establecer las escalas necesarias para poder gestionar el recurso.
- Mejorar la base de información para la toma de decisiones en la gestión del recurso hídrico y recursos naturales, para contar con instancias regionales de integración público – privada, de manera de elaborar “Planes de gestión”.

Sin embargo también se han realizado avances para aplicar este tipo de instrumentos, tales como el desarrollo de estudios para mejorar metodologías para su evaluación, financiados por servicios públicos, cuyo rol es directo en la gestión hídrica, tales como: DGA/CENMA, 2010; SEREMI IV Región/POCH, 2011).

El sistema fluvial chileno se caracteriza por ser altamente heterogéneo, dada sus particulares características topográficas y orográficas, conformando sistemas de alta variabilidad espacial y temporal, con gran diversidad de habitat. Esta variabilidad es relevante cuando se requiere conocer el estado de salud del sistema fluvial, que se debe considerar al aplicar herramientas para la evaluación del recurso, y que sirvan para reflejar su condición. Los ríos que drenan la vertiente occidental de la cordillera de los Andes y desembocan en el Pacífico sin considerar los de las planicies altiplánicas son cortos y torrenciales. El ciclo hidrológico se cumple según el sector geográfico, se presentan escurrimientos considerables en ríos de pendientes pronunciadas, influenciando la litología y por lo tanto la química del agua (ver Capítulo I y II de esta versión), que dependen de variables climáticas, geológicas y orográficas, y hoy en día hay que incorporar a las diversas actividades antrópicas en la cuenca.

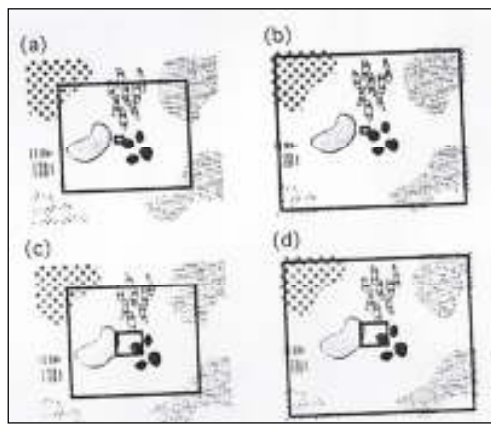
Se presentan variabilidades en distintos sentidos, por ejemplo, a lo largo del río se han definido categorías del río basada en las velocidades de las corrientes, se distingue una zona de ritrón (desde el origen del curso de agua, hasta el punto en que las temperaturas medias mensuales ascienden a 20°C), esta zona es de mayor turbulencia, velocidad de flujo y de composición del sustrato de gravas, con clastos grandes. Por otro lado una zona de potamón con temperaturas más altas, menores velocidades de flujo y de tamaño de sustrato, con concentraciones de oxígeno más bajas que ritrón (ver Capítulo I de esta versión). También se producen cambios en el eje lateral respecto al plano de inundación, de acuerdo a la variabilidad de caudal y por otro lado la interacción vertical donde juegan un rol importante los sedimentos, que actúan como sumideros o fuentes. Esto provoca un mosaico de parches con condiciones físicas y químicas diferentes, que es esperable se reflejen en la organización de la comunidad de organismos que lo habitan, como por ejemplo de macroinvertebrados bentónicos. Así los ríos se relacionan con su entorno mediante fronteras dinámicas que forman parte de un paisaje funcional, conectado por flujos que intercambian material, organismo, energía o información de un lado a otro, dentro de los límites y entre elementos del paisaje adyacente.

El control operacional de las futuras NSCA, se realizará mediante planes de vigilancia, por tramos establecidos, donde se podrá incorporar a los monitoreos biológicos. Para su aplicabilidad es fundamental el manejo de la espacialidad, precisamente por la heterogeneidad que presenta el sistema en sus tres ejes (longitudinal, lateral y vertical). El bentos habita preferentemente la zona ripariana, zona altamente heterogénea, considerada de transición entre sistema acuático y terrestre, inestable, altamente compleja, caracterizada por constituir un mosaico de parches (ver Capítulo II de esta versión). En distancias cortas por ejemplo pueden variar la composición de especies, los procesos biogeoquímicos, y los impactos de las acciones antrópicas.

Al interpretar la estructura comunitaria se debe explicitar la escala espacial y temporal en la jerarquía establecida, por ejemplo para el cálculo de la diversidad (alfa, gama). La determinación de la escala más adecuada depende de los objetivos del análisis y la dimensionalidad de los objetos o fenómenos analizados, condicionando la descripción y explicación del fenómeno, (:Lopez de Casenave, *et al.*, 2007).

La escala se relaciona con el control espacio temporal, denota la resolución con la cual es medida una cantidad dentro de un determinado rango. En esta se distinguen dos componentes, uno la extensión que es la superficie total donde se realizan las observaciones, y el otro componente es el grano que es el tamaño de la unidad de observación, de medición. La temporalidad se refiere al período total que dura la investigación y el grano sería el tiempo involucrado en la observación. A través de estos dos componentes grano y extensión, la escala determina los límites inferior y superior de resolución de un estudio. La extrapolación dependerá de la aceptación del supuesto de uniformidad espacio temporal para el patrón en cuestión (Wiens, 2001). Sobre todo en el sistema fluvial donde el aumento en la extensión, seguramente aumentará la variabilidad de muestreo, a un mayor número de hábitat. Por otro lado disminuiría la variabilidad global, porque las diferencias dentro de la muestra se promediarían (siendo el grano la unidad de muestreo), por lo que bajaría la variabilidad entre granos. Entonces una menor variabilidad se logra aumentando tanto el número de réplicas como el tamaño de la unidad muestral, Fig. 29. Los patrones comunitarios detectados estarán determinados por la escala espacial y temporal del estudio (también los procesos) y también su interpretación, ver Tabla 15.

Figura. 29. **Componentes de la escala espacial de un estudio ecológico.** Indicaciones de las flechas: Vertical indica el sentido de aumento del grano de arriba hacia abajo; flecha horizontal indica un aumento de la extensión de izquierda a derecha.



Fuente: : Lopez de Casenave, J. Marone., P.A. Camus & F. Jaksic (2007).

En cada uno de los cuatro casos el cuadrado más pequeño representa el grano y el más grande la extensión. Con distintas tramas se muestran diferentes tipos de



ambientes en el área de estudio. De izquierda a derecha aumenta la extensión y de arriba hacia abajo aumenta el grano.

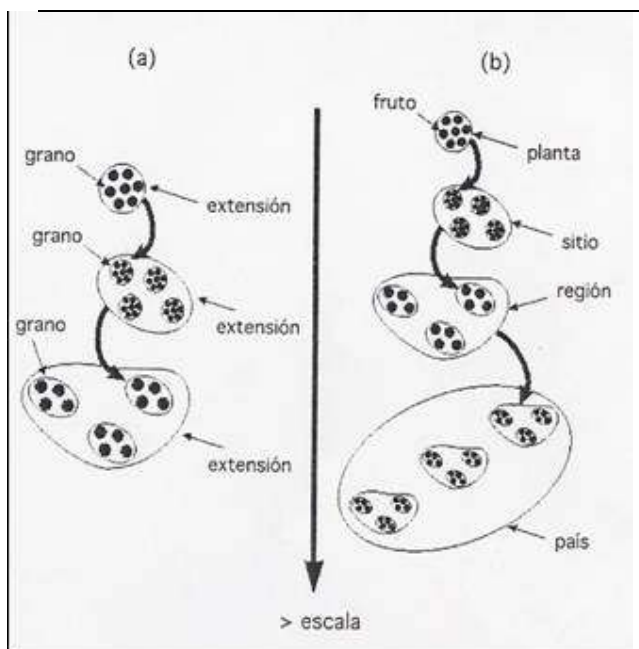
Tabla 15. Características generales de estudios ecológicos a distintas escalas.

Característica estudio	Escala	
	Más pequeña	Más grande
Resolución	Alta	Baja
Intensidad muestreo	Alta	Baja
Efectos error muestreo	Grandes	Pequeños
Experimentación	Posible	Difícil
Replicación	Posible	Difícil
Tipo de modelos	Mecanísticos	De correlación
Potencial para contrastar hipótesis	Alto	Bajo
Tipo mediciones	Cuantitativas	Cualitativas
Duración del estudio	Corta	Larga
Técnicas usadas	Experimentales	Comparativas-de correlación

Fuente: Lopez de Casenave, J. Marone., P.A. Camus & F. Jaksic (2007).  
modificado a partir de Wiens 1989.

La escala más adecuada es difícil de definir, primero para el caso específico de Chile, no hay información suficiente de la historia natural de los organismos que conforman las comunidades, y por otro lado las especies que coexisten en una comunidad se relacionan con su ambiente a escalas diferentes, dependiendo del tamaño, capacidad de dispersión, tasa de crecimiento, reproducción, entre otras., por lo que es improbable identificar una escala única. Cada escala es apropiada, para revelar la importancia de algunos factores y procesos, e inapropiada para entender de manera completa la naturaleza de la comunidad. Por lo tanto, se insiste que la escala dependerá de la pregunta, de los organismos, y de los procesos más importantes. Por eso se han diseñado estudios de múltiples escalas, para lo cual existen numerosas herramientas estadísticas, Fig. 30.

Figura 30. Esquema espacial jerárquico



Fuente: Lopez de Casenave, J. Marone., P.A. Camus & F. Jaksic (2007).

Se muestra en la figura 30: a) Esquema de un análisis jerárquico de múltiples escalas. b) sistema espacial jerárquico de múltiples escalas útil para el análisis de patrones de frugivoría.

Tabla 16. Aplicaciones de la teoría de paisaje.

Paisaje	Aplicación	Aspecto/Relación	Rol hombre
Ciencia y arte de estudiar, la relación entre el patrón espacial y los procesos ecológicos, a través de los niveles jerárquicos de la organización biológica y las diferentes escalas en el espacio y el tiempo (Wu y Hobbs (2007).	Ecológica	Ecológico/relación con heterogeneidad espacial. Centrado en el paisaje como la escala de trabajo y nivel de percepción	Perturbador sistema.
Ciencia transdisciplinaria, compuesta por un sistema espacio-temporal complejo y abierto. Este se origina y evoluciona en la interfase naturaleza-sociedad, esta en constante intercambio de energía, materia e información. La estructura, funcionamiento, dinámica y evolución lo reflejan la interacción entre los componentes naturales (abióticos y bióticos) técnico-económicos y socio- culturales" (Naveh et al, 2000).	Ordenamiento o gestión	Ordenamiento/ relación con gestión. Centrado en la planificación territorial, analiza la dinámica y estructura del uso de la tierra y la cartografía ecológica.	Parte integral del sistema. Paisaje más el hombre forman "Ecosistema Humano total" representa la mayor jerárquica ecológica (Naveh, 1994)

Fuente: elaboración propia.

La teoría de paisaje se relaciona con la influencia del modelo espacial sobre procesos ecológicos. Los ríos poseen una estructura interna propia, que puede ser una composición de parches conformado por estructuras biofísicas, tridimensional de complejos corredores y matrices culturales, desde cabecera al mar, los que pueden cambiar su configuración, en respuesta a cambios como el régimen del flujo hidrológico (ver Capítulo III de esta versión), trayendo consigo modificaciones de hábitat para la biota. De manera que el hombre constituye un agente perturbador del sistema, afectando la dinámica del paisaje. En la Tabla 14 se resumen dos ámbitos de aplicación de la teoría de paisaje, el ecológico y el de gestión donde el enfoque de transdisciplina resulta muy adecuado para un manejo del recurso.

## **5.2. OBJETIVOS.**

### **General**

Diseñar una metodología de evaluación de la calidad del agua mediante el uso de monitoreo biológico que considere la variabilidad espacial, y determinar su grado de factibilidad para ser aplicada a programas de monitoreo de la cuenca hidrográfica del Limarí.

### **Específicos**

1. Caracterizar ambientalmente la cuenca del Limarí, en estudio.
- 2.-Elaborar un modelo conceptual consensuado para la conservación de la calidad del agua para la cuenca en estudio, considerando los principios del enfoque ecosistémico y manejo adaptativo.
- 3-Diagnosticar la variabilidad espacial del sitio de estudio para el desarrollo de biomonitoreo.
- 4.- Desarrollar un método de evaluación que aporte a la implementación del biomonitoreo para la cuenca en estudio.
- 5.- Desarrollar una propuesta de protocolo que aplique el biomonitoreo bajo el enfoque de integridad biológica para la protección de los ecosistemas acuáticos, para la cuenca en estudio.

### 5.3. PLANTEAMIENTO DE LA HIPÓTESIS

El sistema fluvial chileno altamente heterogéneo, dada sus particulares características topográficas y orográficas, conforma sistemas de alta variabilidad espacial y temporal, con gran diversidad de hábitat. Un ejemplo es la cuenca hidrográfica semiárida del Limarí, donde se desarrolla el estudio. Esta cuenca posee régimen nivo pluvial, se distinguen las categorías del río desde rítrón a potamón, con una alta variabilidad a lo largo de un continuo longitudinal, lateral y vertical, típico de hábitat fluvial. Las diversas actividades antrópicas desarrolladas en la cuenca han contribuido a perturbar tanto la cantidad como la calidad del agua.

La Directiva Marco del Agua tipifica la calidad del agua incorporando el aspecto físico, químico, hidromorfológico y fuentes puntuales externas a través del concepto del estado ecológico del agua. Este concepto es una “expresión de la calidad, la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales continentales”. Se evaluó la calidad del agua en la cuenca en estudio levantando variables para establecer criterios más integrados, mediante un muestreo más acucioso adecuado a un sistema altamente heterogéneo.

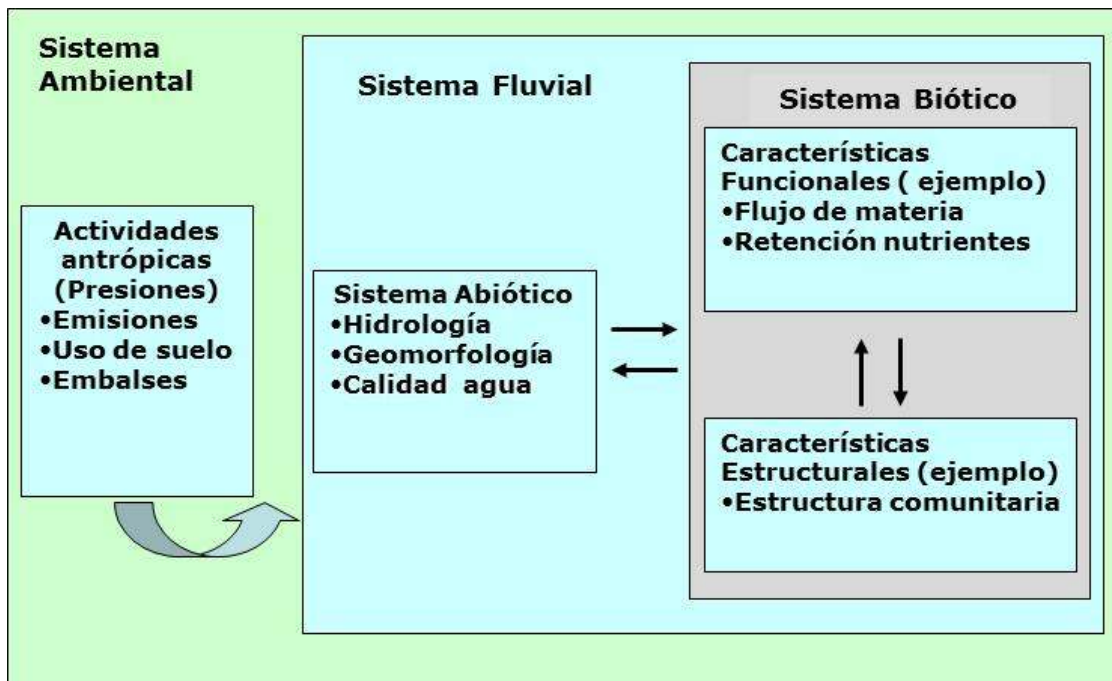
Como se mencionó en el Capítulo II de esta versión el uso de macroinvertebrados acuáticos como indicadores de calidad del agua refleja los cambios físicos y químicos del sistema, por lo que se usan de forma habitual en la vigilancia y seguimiento de las aguas para estudios de contaminación, evaluando cambios a nivel de población, comunidad o ecosistema, lo que ha resultado una herramienta más completa, con muy buenos resultados (Capítulo II de esta versión). Esta metodología se aplica en muchos estados y específicamente en la Unión Europea se aplica este concepto a través del estado ecológico (DMA, 2000).

En general, los cambios a nivel de comunidad y ecosistema se conocen como cambios en la “salud ecológica”, hay muchos términos en la literatura que vienen a significar más o menos lo mismo (integridad biológica, estado ecológico, calidad ecológica etc.). La Calidad biológica indica los cambios estructurales medidos mediante la comunidad de organismos (en este caso macroinvertebrados) y Estado Ecológico (término que proviene de la Directiva Marco del Agua europea) que tiene un sentido más amplio, pues además de la calidad biológica integra otros cambios a nivel del ecosistema como la hidrología, la hidromorfología, la fisicoquímica, la vegetación

de ribera. Los índices bióticos se usan para evaluar la integridad biológica de los ríos, y se expresan a la forma de un valor numérico único que sintetiza las características de todas las especies presentes. Habitualmente consisten en la combinación de dos o tres propiedades de la asociación que evolutivamente generarían los organismos: la riqueza de taxa y la tolerancia/intolerancia a la contaminación. Los hay de tipo cualitativos, y cuantitativos al incorporar la abundancia absoluta o relativa.

La variabilidad ambiental, la intensidad y frecuencia de las perturbaciones, han sido reconocidas entre los factores más relevantes en la estructura de comunidades de sistemas lóticos. La interacción entre los factores y las adaptaciones de los organismos influyen en las velocidades de recolonización de estos sistemas. Se ha encontrado mayor riqueza a mayor estabilidad ambiental y mayor abundancia a estabilidad intermedia (Connell, 1978). El caudal es uno de los atributos físicos más importantes, puesto que controla varios atributos estructurales de los ríos, tal como el volumen del hábitat, velocidad de transporte, estabilidad del sustrato (ver Capítulo II de esta versión). Los cambios en el caudal explican cambios en la riqueza y diversidad y aspectos hidrodinámicos explican en gran porcentaje los patrones de distribución de los macroinvertebrados bentónicos (Statzner, 1986).

Figura 31. Presiones antrópicas sobre componentes del sistema fluvial



Fuente: Elaboración propia, basado en Water Resources, Systems Planning and Management, Loucks, D.P. & E. van Beek, 2005.

El sistema humano representado por las actividades de la cuenca interacciona con el sistema fluvial conformando un todo. Los sistemas fluviales del país están altamente intervenidos, con lo cual uno de los problemas es el establecer sitios de referencia que pudiesen servir de control (ver Capítulo II). Una de las consecuencias es la alteración del régimen de flujo hídrico, afectando directamente los caudales, esto ha sido reconocido ser uno de los factores forzantes más relevantes, que afecta la conectividad del sistema fluvial y la biomasa de macroinvertebrados bentónicos (Caldichoury, 1993). En la figura 31 se indican diversas presiones sobre el sistema fluvial, dado por actividad antrópica que repercuten sobre el sistema biótico y abiótico de este.

La conectividad es uno de los factores que influye en la regulación hídrica de los ríos. Esta presenta variabilidades dada por la naturaleza del sistema y por las actividades antrópicas que lo presionan. El flujo hídrico es uno de los principales factores forzante que afecta el funcionamiento del sistema, pues explica interrupciones físicas tales como la fragmentación de hábitat, transporte de material y disponibilidad de recursos para los organismos, representado por fuente de energía, como también modificaciones de la calidad de las aguas superficiales continentales. Estas presiones en su conjunto pueden condicionar la expresión de la integridad ecológica. En la figura 32 se observa un modelo conceptual que describe las relaciones de los componentes que modifican la integridad ecológica.

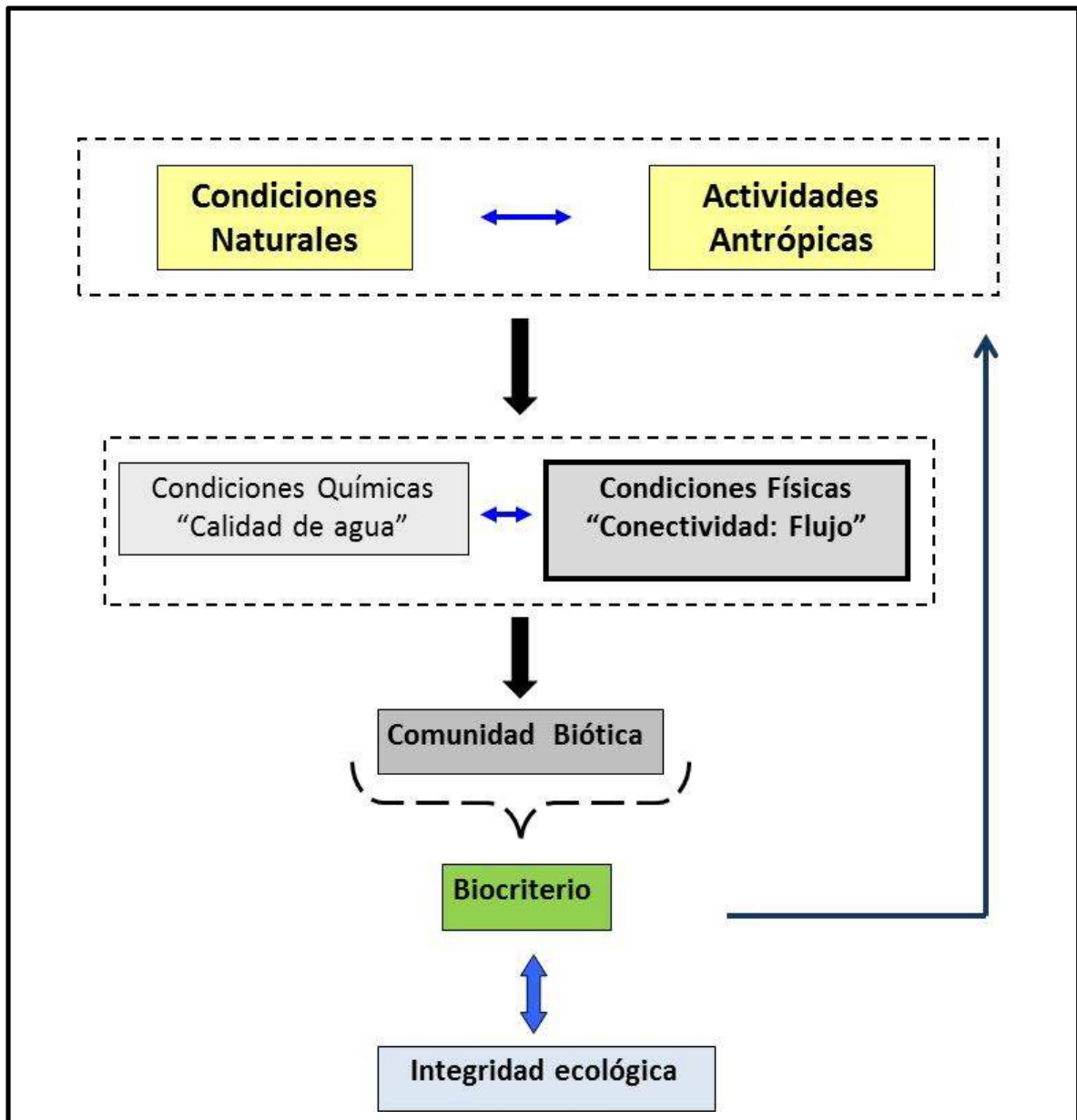
#### **5.4. PROPUESTA DE MODELO**

De acuerdo al modelo propuesto en la figura 32, es posible establecer que:

Los bioindicadores pueden constituir variables de estado siendo herramientas útiles para la evaluación del estado ecológico de los ríos.

Su validez estaría condicionada por los atributos físicos de los ríos siendo función de la escala de aplicación temporal y espacial y del nivel de perturbación de la cuenca hidrográfica. Este cambio alteraría la conectividad de los parches e influiría en los hábitat disponibles para la biota.

Figura 32. Modelo de Integridad ecológica



Fuente: Elaboración propia

### 5.5. HIPÓTESIS.

El sistema acuático de aguas dulces de Chile se caracteriza por ser altamente heterogéneo, dada sus particulares características ecogeográficas, conformando sistemas de alta variabilidad espacial y temporal, con gran diversidad de hábitats. Esta variabilidad es altamente relevante cuando se requiere conocer el estado de salud del sistema, y por lo tanto siempre se debería considerar al aplicar herramientas de evaluación biológica útiles para reflejar el nivel del estado del sistema fluvial.

## 5.6. BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA

- Caldichoury, R. (1995). Variaciones hidrológicas, oferta de alimento y estructura de grupos funcionales bentónicos en ríos de régimen nival (Río Maipú superior). Tesis de Magíster, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile. VIII + 73 pp.
- CONAMA (2007). Conferencia "Estrategia Nacional de Gestión Integrada de Cuencas Hidrográficas" dictada por J. Iturriaga (Coordinador técnico de la Estrategia en Chile). IV Congreso de Limnología, Santiago, Chile.
- CONAMA (2007). Consultoría Técnica. Anteproyecto normas secundarias de calidad ambiental para la protección de las aguas continentales superficiales de la Cuenca del Río Limarí. 158 p.
- Connell J.H. (1978). The diversity in tropical rainforests and coral reefs. *Science* 199. 1302-1310.
- Dirección General de Aguas (DGA)/CENMA. (2010). Propuesta de utilización de biocriterios para la implementación y monitoreo de la norma secundaria de calidad de ambiental. Recopilación de antecedentes y selección de cuencas piloto. Informe Final.
- DMA 2000/60/CE del Parlamento Europeo y el Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de las aguas. Diario Oficial de la Comunidad Europea. L 327 de 22 de diciembre de 2000: 72 pp.
- Lopez de Casenave, J. Marone., P.A. Camus & F. Jaksic (2007). Escalas. Cap.12 en *Ecología de Comunidades*, 2 ed. Jaksic & Marone. Ed. U. Católica de Chile 323 pp.
- Loucks, D.P. & E. van Beek. (2005). *Water Resources, Systems Planning and Management*
- Molina X. y I. Vila (2006). Calidad de Agua en "Manual de la Evaluación de la Calidad del Agua" Molina y Vila (eds.). CENMA, SAG, U. de Chile. pág. 1-3.
- Naveh Zev (2000). What is holistic landscape ecology? A conceptual introduction. *Landscape and Urban Planning* 50: 7±26.
- Naveh Z. & Lberman A.S.(1994). *Landscape Ecology: Theory and Application* 2 nd Edition. Springer N.Y.
- OECD (2005). *Evaluaciones del desempeño ambiental CHILE*. Naciones Unidas, CEPAL. 246 pp.



- SEREMI IV REGIÓN/POCH. (2011). Análisis de factores Críticos para los Planes de Vigilancia Ambiental de las futuras Aguas de las cuencas de los Ríos Elqui y Limarí. Informe Final. 207 PP.
- Statzner B. & B. Higler (1986). Stream hydraulics as a major determinant on benthic invertebrate zonation pattern. *Freshwater Biology*. 16,127-139..
- Wiens, J.A. (2001). Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology* (2002) 47, 501–515.
- Wu, J., and R. Hobbs (2007). Landscape ecology: The-state-of-the-science. Pages 271-287 in J. Wu and R. Hobbs, editors. *Key Topics in Landscape Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

**CAPÍTULO VI**  
**PROPUESTA METODOLÓGICA**

La integridad ecológica se define como la capacidad del sistema ecológico de soportar y mantener una comunidad de organismos, cuya composición de especies, diversidad y organización funcional son comparables con los hábitats naturales dentro de una región particular (Parrish *et al.* 2003). Los bioindicadores serían una herramienta para la reflejar la integridad ecológica. Para aplicarlo faltan antecedentes en el país, como por ejemplo, se requiere determinar las condiciones naturales de las cuencas para poder contar con localidades que sirvan de condición de referencia o control para evaluar la calidad de aguas. Sin embargo es posible avanzar en un enfoque metodológico para la aplicación de bioindicadores, para la gestión hídrica y establecer criterios para el uso de bioindicadores, para la implementación de las normas secundarias (NSCA).

En la gestión del recurso hídrico es necesaria la valoración de la percepción local, los actores de interés en el recurso son considerados pilares fundamentales según los lineamientos del enfoque ecosistémico del agua (UICN, 2006). Se exponen diversas experiencias en este ámbito expuestas en el Capítulo IV, Matriz de aplicación.

Se propone un modelo de integridad ecológica (ver Capítulo V), el cual prueba en la cuenca del Limarí. Para su aplicación uno de los temas complejos es la “escala espacial” a seleccionar por la heterogeneidad espacial de los sistemas fluviales, para lo cual se aplicaron los principios de paisaje fluvial (ver Capítulo III). Se elaboró un protocolo que indica los procedimientos a seguir al usar bioindicadores, el cual fue probado y ajustado por las campañas de terreno. El modelo conceptual propuesto bajo el objetivo de proteger el ecosistema fluvial, fue consensuado tomando en cuenta la participación de actores de interés.

## **6. PROPUESTA METODOLÓGICA DE EVALUACIÓN INTEGRAL**

### **6.1. ELABORACIÓN DEL MODELO CONCEPTUAL**

Con la información recopilada se elaboró una propuesta de modelo conceptual indicada en el Capítulo V. Esta propuesta fué construída bajo un enfoque funcional, estableciendo los requerimientos básicos para la conservación de la calidad del agua de la cuenca en estudio. Se describieron los procesos relevantes que influyen para la mantención saludable del ecosistema fluvial, y por lo tanto importantes para la conservación de los servicios del agua para el desarrollo potencial de la cuenca.

Teóricamente se consideraron los principios del enfoque ecosistémico principalmente los relacionados con la naturaleza socio-económica y cultural y los relacionados con la naturaleza ecológica, (ver Capítulo IV). Este enfoque trata de la gestión sostenible de los recursos hídricos y de las funciones del sistema, tomando en cuenta las necesidades humanas, constituyendo una estrategia de gestión integrada de los recursos hídricos (GIRH). Su objetivo es la mantención y distribución del recurso, la protección de los ecosistemas y por lo tanto de sus funciones. Estas deben gestionarse considerando la calidad de vida de las comunidades locales, bajo un modelo sustentable (*Unión Mundial para la Naturaleza*, (CDB, PNUMA, 2004).

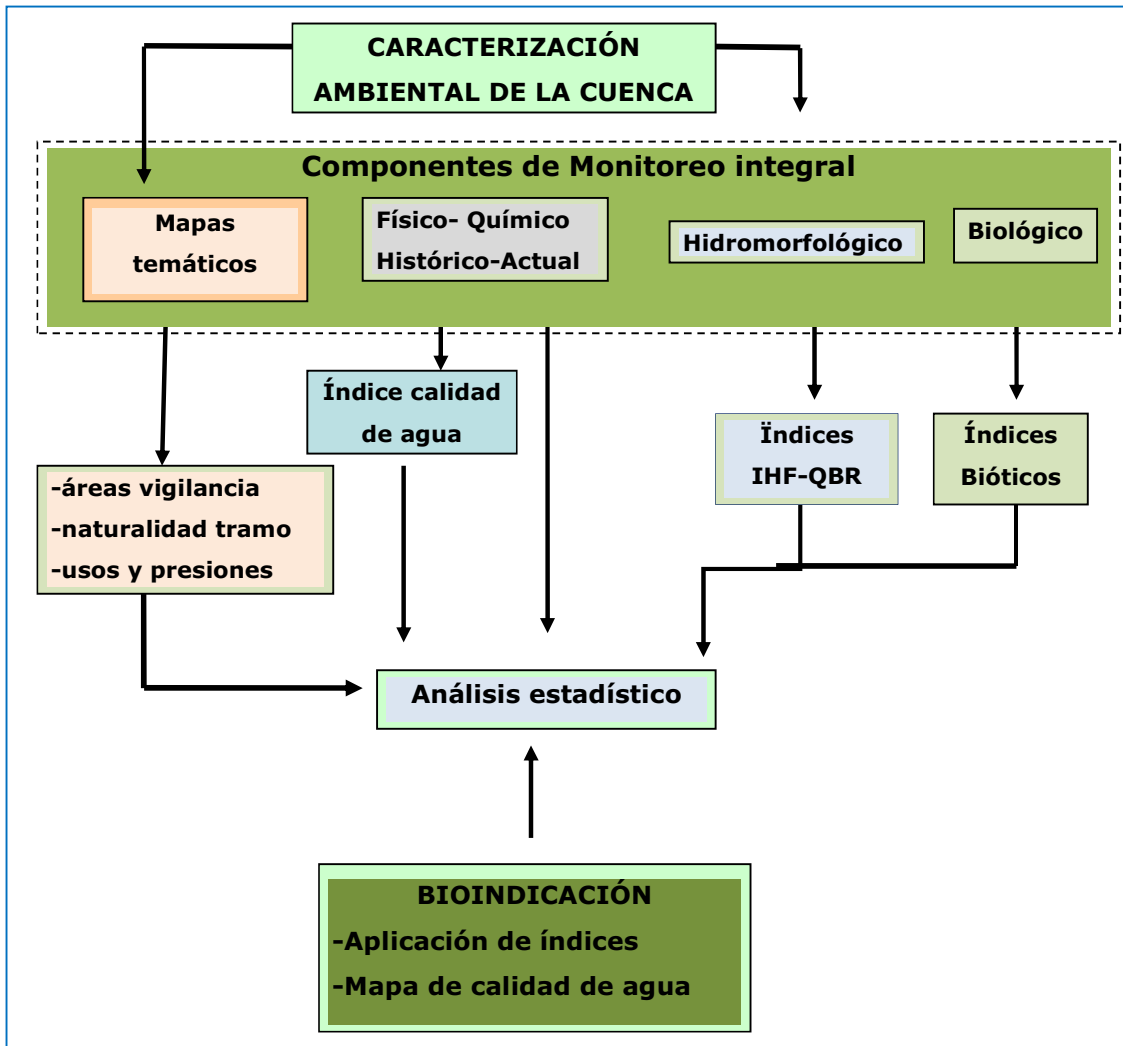
El modelo fue discutido con un equipo transdisciplinario para establecer consenso, a través de reuniones con la participación de actores de interés, expertos en sistemas fluviales, servicios públicos y privados, entre otros. Se enfatiza la necesidad de ir ajustando el modelo consensuado en la medida de ponerlo en práctica, según los principios del manejo adaptativo. No hay antecedentes previos de uso de esta metodología en la cuenca del Limarí. El instrumento operacional principal será la incorporación de esta metodología en un Programa de Vigilancia de la NSCA.

### **6.2. FLUJO METODOLÓGICO**

Se desarrolló la metodología para poner a prueba parte del modelo, la aplicación de bioindicadores. Las etapas se indican en la Figura 34.

Los ecosistemas lóticos son complejos en el sentido que involucran fenómenos físicos, químicos y biológicos, dentro de una intrincada dinámica espacial y temporal. La bioindicación, es una herramienta valiosa que aporta a esta complejidad, pues identifica indicadores y rango de respuestas frente a cambios ambientales específicos dados por una perturbación.

Figura 33. Diagrama metodológico para aplicar bioindicadores



Fuente. Elaboración propia

La heterogeneidad del sistema fluvial influye en la calidad del agua superficial tanto a escala espacial como temporal. En la dimensión espacial, estos cambian desde cabecera al mar favoreciendo diferentes procesos. Por ejemplo, en las zonas de mayor altura predomina la producción de partículas las cuales son transportadas río abajo, en la zona media, depositándose en las zonas potámicas de menor pendiente, donde predomina la descomposición de materia orgánica. El caudal influencia la

concentración de sustancias químicas presentes y por ende influye en la calidad de las aguas.

La calidad del agua en términos de gestión es un concepto relativo, pues depende del objetivo final que se le dé al recurso, en relación con las actividades de la cuenca. Se deben comparar sistemas fluviales similares para lo cual es necesario conocer la tipología de los ríos en sus características estructurales, poder establecer estaciones que sirvan de referencia de “control” y determinar el grado de afectación de la calidad de agua superficial.

### **6.3. CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL DE LA CUENCA**

La campaña de terreno se realizó en época de primavera-verano, época en que la expresión poblacional del bentos sería mayor de acuerdo a su biología, reflejado en su abundancia poblacional, diversidad y conspicuidad (DGA/CENMA, 2010).

#### **6.3.1. Recopilación de información**

Se llevó a cabo una revisión bibliográfica de la cuenca para realizar una caracterización ambiental de esta. Esto consistió en revisión de diversos estudios, tesis, y antecedentes disponibles sobre la cuenca del Limarí, tales como usos antrópicos, base de datos histórica física y química y antecedentes biológicos.

Se caracterizó la cuenca del Limarí perteneciente a la región hidrológica semiárida donde la demanda del recurso supera la oferta (DGA), preferentemente porque las necesidades de riego son insuficientes. Esta cuenca es una de las prioritarias a normar en el país y actualmente cuenta con un Anteproyecto de NSCA en desarrollo. Se dispone de información histórica respecto a la calidad y cantidad de datos disponible registrada por la DGA, que posee estaciones fluviométricas y de calidad de agua. También se dispone de resultados de estudios mandados por el servicio público Dirección General de Aguas (DGA), y Secretaría Regional Ministerial SEREMI IV región, relacionado con la gestión del recurso, publicaciones y otros antecedentes disponibles. Para la caracterización ambiental de la cuenca se describieron en general la mayor cantidad de aspectos en relación al conocimiento ambiental de ésta relacionado con el tema en estudio, resumido en sus aspectos

naturales, sociales y económicos. Específicamente se determinaron las actividades antrópicas, el sistema físico natural, aspectos asociados a los usos actuales, información de calidad de agua superficial, biota, entre otros. Se describió en general a la cuenca del Limarí bajo las componentes climática, geomorfológica, hidrológica, teniendo presente las áreas de vigilancia según la NSCA.

#### 6.4. COMPONENTES DE MONITOREO INTEGRAL.

##### 6.4.1. Elaboración de mapas temáticos

Con la información recopilada y generada se elaboraron mapas temáticos mediante un Sistema de Información Geográfica. Se utilizó el software Arc View 9.3 (Tabla 17). La información digital para la construcción de algunos mapas temáticos fue proporcionada por la Unidad de Sistemas de Información Geográfica de la Dirección General de Agua, y otros por la consultora POCH Ambiental, por medio de estudios desarrollados en la temática del proyecto. Las áreas incorporadas fueron principalmente las que componen el Anteproyecto de NSCA más otras áreas necesarias para proponer una metodología de uso de evaluación integral.

Tabla 17. Mapas temáticos elaborados

<b>Criterio</b>	<b>Mapas Elaborados</b>
A.-Area de la cuenca	Mapa de área de la cuenca del Limarí.
B1.- Áreas de vigilancia	Mapa de área de Vigilancia, según el Anteproyecto NSCA del Limarí.
B2.-Uso de suelo	Mapa de Uso de suelo
B3.-Naturalidad del tramo	Mapa de Valor de naturalidad del tramo (según mapa de descripción de usos y presiones sobre la cuenca).
B3.-Presiones, naturalidad tramo y calidad de agua.	Mapa de riesgo ambiental

Fuente. Elaboración propia

**A. Área de la cuenca:** Para la cuenca están establecidas las Áreas de Vigilancia, las cuales se especifican en el documento Anteproyecto NSCA. Se realizó una revisión bibliográfica de usos de la cuenca por área de vigilancia, naturalidad del tramo. Se indicaron las presiones antrópicas por área de vigilancia.

Se elaboró un mapa temático en formato “SHAPE” extensión “.shp” y sus extensiones anexas. El mapa contiene principalmente información de usos y naturalidad del tramo por áreas de vigilancia.

### **Generación de información y subunidades temáticas**

La información de la cuenca del Limarí se trabajó en formato Shape, a través del software Arcgis 9.3, agrupándola en un formato de “geodatabase” en orden según su unidad temática, y diseñando para cada archivo shape una base de dato para posterior adjunción de estos.

### **Características de la información**

La información fue procesada en coordenadas UTM normalizadas al DATUM (WGS 84) y huso 19 sur como base estructural de la información.

### **Procesamiento de la Información**

Para la clasificación de aguas superficiales se utilizó la metodología según el informe “Diagnostico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad” (CADE IDEPE-DGA, 2003). Se segmenta los cursos de agua para poder caracterizarlos según los criterios que cada especialista requiera, según diferentes criterios. El área de definición de los segmentos se asoció a cada subcuenca. Se procedió a subdividir el cauce, de una subcuenca, si es muy extenso para temas de análisis, se subdivide en un número de segmentos no superior a tres. En los extremos de los segmentos se conformaron nodos (puntos) los que están asociados a alguno de los siguientes elementos:

- Cabecera de curso
- Confluencia con otro curso seleccionado
- Desembocadura al mar
- Punto dado por intersección del límite inferior de la subcuenca y el curso a subdividir
  - Cola y salida de un curso lenticular (lagos, lagunas y embalses)
  - Estación de muestreo de calidad del agua
  - Nodo de impacto donde se concentran los efectos de la contaminación puntual

### **Codificación de los segmentos**

La nomenclatura utilizada es similar a la planteada por CADEIDEPE-DGA (2003), con una identificación única para cada segmento del río.

Ejemplo: Codificación = Cod Cuenca (LIM) + CodSubcuenca (Numeración de 01 a n) + dos primeras letras del nombre del cauce + Correlativo (3 digitos), Así por ejemplo:



*Li01LI001: Corresponderá al primer tramo o segmento el río Límari*

### **Generación de base de datos**

Se estructuró una base de datos asociada a cada shape, que pueda ir actualizando y conformando las características propias de cada segmento, para caracterizar cada tramo de los ríos presentes en el área de estudio.

- Información fluviométrica proveniente de estaciones de la DGA,
- Información de caudales.
- Información de usos actual del agua de los ríos.
- Descargas, por cargas contaminantes presentes en los diferentes segmentos del río.
- Calidad del agua por registros de calidad del agua, Monitoreo de la DGA, SAG, otros.

### **Salida gráfica**

Se elaboraron planos de cada subcuenca, ríos y esteros importantes y quebradas, identificando sus características de calidad de agua para la cuenca.

B.- Estaciones de muestreo
B1.-Uso de suelo
B2.-Naturalidad del tramo
B3.-Presiones, naturalidad tramo y calidad de agua.

### **B. Metodología de caracterización de la red hídrica**

Para la caracterización de la red hídrica en cada subcuenca, se procedió a realizar un cruce entre la información de los cursos de agua y la cobertura de uso de suelo, proveniente del Catastro de Bosque Nativo de CONAF-CONAMA (1999), con esto se elaboraron dos mapas que contiene tanto el usos actual asociado a cada curso de agua, y el valor de naturalidad de cada dren.

Se consideraron los siguientes aspectos:

**B1. Áreas de vigilancia:** este mapa se realizó según las Áreas de la Norma Secundaria de Calidad Ambiental, que identifica los cuerpos de agua superficial a gestionar su calidad.

**B2. Uso de suelo asociado:** se caracterizó cada tramo de la red de drenaje, asociado a la información del Catastro de Bosque Nativo de CONAF, y se elaboró un mapa con los principales usos de suelo que presenta la franja más próxima de los cursos de agua.

**B3 .Valor de Naturalidad:** Se realizó una aproximación del estado actual del curso de agua, asociado a los usos que existen en la franja más cercana a la ribera o área de influencia del río, estero o quebrada, análisis de tendencial.

Según lo descrito en ATLAS DE ANDALUCÍA (1995), se presenta una categorización de usos asociados a una valoración de naturalidad (Tabla 18). Según esta clasificación el curso de agua asociado a la presencia de un bosque nos indica una vegetación bien conservada, y una buena calidad de las aguas con una tendencia a mantener este estado. Una zona urbana, indicaría condiciones aceptables por el alto nivel de contaminación y sobre utilización de sus aguas, lo cual se presenta en el siguiente esquema:

Tabla 18. Descripción de categorías para valor de naturalidad

Descripción de las categorías	
Categoría	Descripción
0	Sin vegetación
1	Áreas periurbanas, sometidas a una intensa actividad humana, con plantas y comunidades fuertemente ligadas a la actividad humana. Campos de cultivo
2	Parques, jardines, cultivos abandonados. Vegetación anual pionera
3	Plantaciones de árboles para producción de madera.
4	Pastizales pastoreados o praderas
5	Matorrales fruticosos de origen natural, pastizales vivaces y pastizales subnitrófilos.
6	Matorrales arbustivos
7	Bosques aclarados por pastoreo, dehesas. Bosques mixtos de árboles autóctonos y exóticos. Explotaciones combinadas de pastoreo y extracción de madera.
8	Bosques jóvenes mezclados con otras comunidades seriales.
9	Formaciones permanentes y bosques sometidos a explotación.
10	Bosques maduros no explotados. Roquedos y declives pedregosos. Matorrales y pastizales de alta montaña

Fuente: Atlas de Andalucía (1995)

**B4. Mapa de Riesgo ambiental:** Se determinaron zonas de riesgo según el grado de presión existente a nivel de subcuenca (Tabla 19). Como presión se tomó la demanda de uso del recurso hídrico, el grado de contaminación potencial según el número de

población y el número y tipo de actividad productiva presente para cada una de las comunas comprendidas dentro de la línea divisoria de aguas de cada cuenca.

**Categorías de Riesgo:** Se determinaron 3 categorías de riesgo a nivel comunal dentro de la línea divisoria de aguas según se indica en la tabla 19.

Tabla 19. Descripción de categorías de riesgo.

<b>Categorías</b>	<b>Descripción</b>
Alta	Se ubicaron las comunas que concentran principalmente actividades de carácter minero y en menor medida industrial, junto a un mayor número de habitantes en relación al número de habitantes promedio de las comunas comprendidas dentro del límite de la línea divisoria de aguas de la cuenca.
Media	Agrupar las comunas que concentran principalmente actividades de carácter industrial y en menor cantidad minera ó agrícola, junto a un número de habitantes medio en relación a la población promedio de las comunas comprendidas dentro del límite de la línea divisoria de aguas de la cuenca.
Baja	Comunas que concentran principalmente actividades de carácter agrícola junto a un número bajo de habitantes en relación a la población promedio de comunas comprendidas dentro del límite de la línea divisoria de aguas de la cuenca.

Fuente. Elaboración propia

#### 6.4.2. Estaciones de muestreo

La variabilidad de los sistemas fluviales debe ser considerado para determinar estaciones de muestreo y evaluar la calidad del agua superficial, como se indica en la Tabla 20. Se comparan estaciones tratamiento con su respectivo control.

Tabla 20. Tipos de estaciones muestreo

<b>Bioindicación</b>	
<b>Estaciones</b>	<b>Descripción</b>
A. Estaciones de condición de referencia	Estaciones de control: Establecer estaciones de referencia o de mínima perturbación entre tipos similares.
B. Estaciones de tratamiento	Estaciones de evaluación: Estaciones que indica el Anteproyecto de NSCA más otras representativas del uso de la cuenca con incidencia directa en la calidad de agua.

Fuente. Elaboración propia

Las cuencas hidrográficas poseen características propias según su morfología, geología, clima, (Fig. 34), lo cual incide en la dinámica y funcionamiento de los sistemas. La caracterización tipológica de las cuencas tiene como fin establecer espacios homogéneos, donde potencialmente se desarrollen asociaciones vegetales y animales acorde a las características de la localidad. Así es esperable que a un nivel de escala menor al de cuenca hidrográfica, las comunidades biológicas respondan a cambios en función de las características locales, como lo son: el hábitat, la estructura, calidad ripariana, los usos locales, entre otros, (Munné & Prat, 2004). A partir del establecimiento de estas variables se pueden establecer tipologías y disponer de estaciones de condiciones de referencia específicas por área, que sirven de patrón del estado ecológico de los ríos, y así evaluar la calidad del agua entre estaciones del mismo tipo, (Bonada *et al.*, 2002). Una vez determinada la composición de las comunidades biológicas en las estaciones tratamiento, se comparan con la condición de referencia entre ríos del mismo tipo, y así se definen metas de calidad de agua por tipos de ríos, para la gestión hídrica de los ecosistemas.

Cambios en las condiciones ambientales y características morfológicas a escala de cuenca pueden proporcionar una amplia gama de condiciones a lo largo de los cursos de agua intra e inter cuenca, que podría ser utilizado para definir unidades ambientales homogéneas para la bioevaluación del río (Hawkins & Norris, 2000). A nivel de cuenca se tratan los elementos de gran escala que son: la geología, la cubierta vegetal, la escorrentía, tamaño de la cuenca, forma y pendiente, etc.

Una metodología para determinar tipos de ríos es la realizada según las características estructurales de los sistemas como lo efectúa la Directiva Marco del agua (DMA, 2000/60/CE).

#### **6.4.2.1 Sistemas de clasificación para tipología de ríos**

La DMA ha utilizado dos sistemas de clasificación de ríos (A y B) usando factores climáticos, geológicos e hidromorfológicos. En el sistema A se usaron 25 ríos preestablecidos, para definir cada región ecológica. Se definieron tipos de ríos bajo criterios fijos, estos fueron: altitud (se diferenciaron tres clases), área de la cuenca (se diferenciaron cuatro clases), geología (se diferenciaron tres clases). Para el sistema B se aplicaron múltiples descriptores, siete fueron obligatorios y otros opcionales, los que fueron basados en los mismos factores del sistema A, es decir parámetros climáticos,

geomorfológicos e hidrológicos (Munné & Prat, 2004). Esta metodología se aplicó con una buena base de datos de parámetros físicos y ambientales, de tal manera que la definición de tipos de ríos podría ser exportable a otros ríos del mundo, cambiando las variables de acuerdo a las características locales donde se aplique. Los diferentes tipos de ríos se podrían ver reflejados en los patrones comunitarios, en la estructura y composición de las comunidades biológicas.

Según el estudio de tipologías de ríos de CONAMA,(2009) la cuenca del Limarí perteneciente a la zona hidrológica semiárida (Niemeyer & Cereceda, 1984), corresponde a la Zona 2, caracterizada por ríos de regímenes nivo-pluviales, con numerosos cordones montañosos que generan los valles transversales. Para analizar esta tipología se tomó como referencia el Anexo II de la Directiva Marco del Agua (DMA), y se eligió el Sistema B, el cual indica variables obligatorias y optativas respecto de las formas de evaluar las características y atributos de los ríos. Se realizó la clasificación mediante un análisis de componentes principales (ACP), donde se incluyeron las siguientes variables:

**Componente geográfica:** se incluyó latitud, longitud, altitud media del segmento, altitud máxima del segmento.

**Componente morfológica:** pendiente del segmento, pendiente acumulada, sinuosidad del segmento, recorrido del segmento, distancia entre los extremos del segmento, compacidad de la sub-subcuenca, distancia a la desembocadura.

**Componente geológica:** las variables consideradas fueron porcentaje de la sub-subcuenca con rocas volcánicas, con formaciones volcanosedimentarias, con formaciones detríticas compactas, con formaciones detríticas sueltas y con rocas intrusivas.

Los resultados indicaron que Limarí se caracterizó por presentar una zona conformada por las siguientes regiones:

**Región Andina 1: (grupo 3): formada por** las áreas orientales con mayor altitud y pendiente, siendo los segmentos con mayor recorrido y mayor área de drenaje. Su composición esta principalmente por rocas intrusivas, volcánicas y formaciones volcanosedimentarias. Por lo general, con aguas poco mineralizadas.

**Región andina 2: (grupo 4):** zonas cordilleras y precordilleras; antepuestas a la región andina 1. Su composición geológica es principalmente de rocas intrusivas, volcánicas y formaciones volcanosedimentarias. Con aguas de baja mineralización.

**Región de valles 1 (grupo 2):** localizadas desde la desembocadura hacia el interior, siguiendo los cauces principales de la cuenca. Zonas de baja pendiente, corresponden a los segmentos de menor recorrido y menor área de drenaje. Se destacan las rocas intrusivas, volcánicas, formaciones detríticas sueltas y formaciones volcanosedimentarias. Poseen aguas más mineralizadas que las regiones descritas previamente.

**Región de valles 2 (grupo 1):** Localizada en general en la depresión intermedia. La geología caracterizada por rocas intrusivas, formaciones volcano-sedimentarias y detríticas compactas. Poseen aguas de baja mineralización.

Una vez establecidos los tipos de ríos se pueden realizar comparaciones entre estaciones de muestreo del mismo tipo. Estos resultados de la tipología pueden sufrir modificaciones a futuro, con el fortalecimiento de la base de dato geomorfológica de la cuenca e implementación de este tipo de monitoreos.

#### **A. Estaciones de condición de referencia**

La localidad de referencia se define como el estado del sistema sin perturbaciones humanas y es utilizado para determinar la calidad ecológica de un tramo de río. Según la DMA, se define como aquella localidad que tiene valores físicos y químicos, hidromorfológicos y biológicos correspondientes a las estaciones no perturbadas y con concentraciones de contaminantes cercanas a cero o indetectables. La utilidad es que una vez conocidos los valores de las variables medidas en cada estación de muestreo, la calidad del agua de la localidad puede ser expresada en base a un porcentaje de cambio respecto a la condición de referencia del ecotipo correspondiente (Bonada *et al.*, 2002). Se aplica en la EPA (US Environmental Protection Agency) (Davis & Simon, 1995), en Australia en el “National River Health Program” y en Europa, para la DMA. Se pueden comparar varios grupos de localidades de ríos o cuencas distintas agrupadas en una misma tipología o ecotipo.

#### **Criterios para seleccionar estaciones de referencia:**

- Pertener a la tipología de interés
- No presentar perturbaciones antrópicas.
- Zona natural, baja densidad poblacional y reducida actividad agrícola.
- Ser una zona accesible y de propiedad pública (en lo posible).
- Considerar la presencia de especies alóctonas o invasivas

- Contar con opinión de experto para su validación.
- Comprobar la calidad ecológica con índices de evaluación integral.

En la cuenca del Limarí es difícil contar con estaciones de referencia, por la influencia de la actividad antrópica en toda la cuenca, por lo que el criterio usado fue el contar con una estación mínimamente perturbada, que servirá de control. En este caso podría reconstituirse la calidad de la estación con una base de datos histórica, y opinión de expertos. A falta de estación de condición de referencia, la DMA define una localidad de máximo potencial ecológico, estableciendo una estación con la mejor calidad ecológica asignable a un ecotipo, de acuerdo a su realidad en la cuenca.

Tabla 21. Criterios para establecer estación de condición de referencia en la cuenca del río Limarí

Criterio	Observación
Selección de sub tipo de río.	Se seleccionan estaciones que pertenecen al mismo sub tipo de río (se aplicó para cada subcuenca) bajo componente climático, hidrológico, geológico, para compararlas.
Tramos con mínimas presiones.	La determinación de mínimas presiones fue basado en una revisión bibliográfica de bases de dato disponible para la cuenca Limarí, que fue verificado, completado en las campañas de terreno. Se eligieron estaciones con valores de variables físicas, químicas e hidromorfológicas, que representaron una mínima perturbación. Estaciones con mínima actividad agrícola y minera, y de baja densidad poblacional, localidades con mínimas infraestructuras, baja actividad recreativa, entre otros.
Presencia especies alóctonas o invasivas.	Este criterio fue analizado con las métricas del índice de ribera QBR, la zona elegida no debe ser rica en especies invasivas o alóctonas. También se cruzó la información con los antecedentes de especies nativas o introducidas registradas para las diversas estaciones.
Calidad ecológica	Esto se representó mediante los valores de los índices: Bióticos cuantitativos y cualitativos; Hidromorfológicos QBR e IHF de mayor valor; y de Naturalidad del tramo.
Zonas potámicas	Estas zonas no deben estar consideradas, no son aptas para estaciones de referencia, los tramos bajos son frecuentemente los más perturbados por las actividades de la cuenca.
Características del sistema	Se restringió a ríos vadeables (< a 50 cm), sin regulación, con diversidad de sustrato y régimen permanente.
Otros criterios	Presencia de diversidad de grupos funcionales. Aspecto del tramo en relación a la abundancia de macrófitas. Observación de síntomas de eutroficación como ocurre con algunas estaciones localizadas bajo embalse.
Accesibilidad de la zona	Las zonas de difícil acceso tienen mayor probabilidad de presentar menor perturbación.
Proyecto Guadalmed (Prat, 2002)	Uso de la cuenca; Bosque de ribera naturalizado, especies autóctonas, ribera sin alteraciones, canal fluvial natural, sin regulación, hábitat del lecho adecuado; concentración de amonio, nitritos y fosfatos.
Opinión de experto	Basado en la data bibliográfica se fijan estaciones a priori las que son corroboradas en terreno y analizadas con los resultados de las campañas.

Fuente. Elaboración propia

En algunos casos con data suficiente, uno de los métodos usados es el análisis de data histórica, otros casos se dispone de información paleolimnológica, que utiliza información física, química y biológica del registro sedimentario para reconstruir condiciones limnológicas históricas. También el uso de modelación ha sido una herramienta potente, con la exigencia de requerir una gran cantidad de datos para las calibraciones y validaciones requeridas.

### **Selección de Áreas de referencia**

Para la determinación de las áreas de referencia, se construyó una matriz de criterios donde se incorporó una estación de referencia que representó la situación ideal (teórica), con el puntaje ideal para cada criterio y se incorporaron en la matriz las otras estaciones. Una vez establecido los puntajes totales se establecieron correlaciones, entre los puntajes totales incluyendo la estación “ideal” de referencia elejida y los puntajes de los índices hidromorfológicos (QBR e IHF) de las estaciones, para poder validar las estaciones potenciales a utilizar como referencia. Para visualizar la disposición espacial de las estaciones se elaboró un dendrograma, de clasificación ascendente jerárquica con el coeficiente de correlación de Spearman como medida de similitud y enlace completo como método de aglomeración. Los sitios de referencia seleccionados fueron aquellos que presentaron mayor similitud con la estación definida como de referencia. Los pasos a seguir se indican en la Figura 34.

Figura 34. **Sitios de referencia**



Fuente. Elaboración propia



Los índices hidromorfológicos sirven de criterio para establecer estaciones de menor perturbación, un valor alto del índice refleja una buena calidad de agua, ejemplo un QBR mayor a 75 indica que el sistema presenta una leve perturbación. En el proyecto Guadalmed (Prat *et al.*, 2002) se establecen algunos criterios los cuales consisten en realizar observaciones sobre uso de la cuenca; bosque de ribera naturalizado con especies autóctonas y sin alteraciones en la ribera; sistema fluvial natural es decir sin regulación, con hábitat adecuado y concentración de amonio, nitritos y fosfatos en rangos normales.

### ***B. Estaciones de muestreo tratamiento***

Para establecer las áreas y estaciones de muestreo se consideraron teóricamente los principios del paisaje fluvial, se para incorporó la variabilidad espacial y temporal propia de este sistema (Wiens, 2002). Bajo la mirada ecológica, el paisaje trata de la influencia del patrón espacial sobre los procesos ecológicos a múltiples escalas espaciales y temporales, con áreas heterogéneas compuesta de ecosistemas interactuando (los parches) (Hobbs, 1995). Las actividades humanas se han caracterizado por reducir la dinámica espacial y temporal en los sistemas fluviales, simplificar los gradientes, truncar vías de interacción y afectar zonas riparianas y en general desconectar los componentes del paisaje, lo que afecta el funcionamiento y acelera los cambios (Likens, 1991), con consecuencias en la mantención de los procesos de toda la cuenca, donde interaccionan ecosistemas acuáticos y terrestres (Likens & Borman, 1974).

Se incorporaron áreas contempladas en el Anteproyecto de NSCA, las que fueron analizadas según su representatividad en la cuenca hidrográfica, variabilidad espacial, naturaleza geológica, características físicas tales como altura del terreno, pendiente, afluentes, actividades de la cuenca (aportes alóctonos), grados de intervención antrópica, accesibilidad al lugar, data disponible, entre otros (Hauer & Lamberti, 1996; Norris R.H. & C.P. Hawkins, 2000). Se consideraron áreas con distintos grados de intervención, nuestros ríos son altamente perturbados especialmente por actividades industriales, agrícolas y humanas (Molina & Vila, 2006; DGA, 1999; OCDE, 2005), lo que dificulta establecer zonas sin intervención, los llamados “sitios de referencia” sirven de control, para comparar la calidad de las aguas, como lo requiere la metodología de la Directiva Marco del Agua (DMA, 2000) para clasificar la calidad de sus ríos (Munné & Prat, 2004).

Se han establecido condiciones de referencia (Reynolds *et al.*, 1997; Davis & Simon, 1995) tal como en EPA, basado en criterios preestablecidos donde existe un amplio rango de sitios que servirían para comparar las estaciones “tratamiento”, que depende de las características de la cuenca, de la data histórica disponible, que muchas veces es limitada en el tiempo y/o en su calidad de análisis. La condición de referencia se ha usado en biomonitoreos de gran escala temporal, porque los sitios mismos sirven de réplica (Reynolds *op.cit.*), situación que a futuro se podría contar en el país y constituiría una herramienta de predicción temprana útil para la gestión.

Para el Limarí se determinaron rangos de estaciones que representen desde condiciones más limpias a más intervenidas. Hay que tener presente que los ríos chilenos que drenan la vertiente occidental se caracterizan por ser cortos y caudalosos (Vila *et al.*, 2006) lo que junto a la geología, geomorfología, clima y suelo, entre otros, provocan cambios naturales de la calidad del agua. Esto pone de manifiesto la heterogeneidad en su dimensión longitudinal río abajo, así al establecer los sitios de muestreo, las condiciones de referencia podrían considerar una espacialidad por tramos, siendo una manera más adecuada para establecer comparaciones. Más aún sumándole la presión por intervenciones antrópicas que es mayor en los tramos más bajos, representado en algunos trabajos y estudios en sistemas fluviales de diferentes latitudes del país a través de bioindicadores (Toro *et al.*, 2003; Figueroa *et al.*, 2003; Molina *et al.*, 2006). Los tramos de estudio como unidad de análisis fueron definidos en base a las áreas definidas en el Anteproyecto de NSCA para la cuenca Limarí.

**Criterios para selección de tramos de estaciones:**

- Tramos en los cuales se representó cada subcuenca y cauces principales.
- Extensión del cauce.
- Condiciones naturales del sistema.
- Componentes del estado ecológico tales como hidrología, geomorfología, variabilidad de hábitat.
- Incorporación de zonas representativas de rítrón y potamón.
- Zonas de confluencia con otro curso de agua (río, estero o quebrada).
- Tramos donde se encuentre estación de calidad de aguas vigente y permanente.
- Estación fluviométrica vigente y permanente.
- Actividades antrópicas: descargas, minería, agricultura, poblados entre otras.
- Uso de suelo.
- Disponibilidad de información de parámetros físicos, químicos y biológicos.

- Variabilidad espacial.
- Otros aspectos según la particularidad de la cuenca, como presiones e impactos.

Los principales criterios seleccionados para determinar las estaciones de muestreo fueron las siguientes: las estaciones indicadas en el Anteproyecto de NSCA para la cuenca de Limarí, áreas de muestreo representativas del tipo de hábitat de estudio, áreas donde en lo posible se disponga de información previa biológica y/o físico-químico, estaciones con distinto grado de intervención antrópica. Para determinar el número de réplicas se consideró la variabilidad natural del sistema. El río naturalmente cambia su estructura biológica, también su hidromorfología y química, desde cabecera a desembocadura, lo que implica un cambio en su funcionamiento (Vannote *et al*, 1980), más aún en esta cuenca donde además hay interrupción de conectividad de flujo, al considerar la presencia de embalses que involucran a varias subcuencas.

Se consideró la totalidad de las Áreas de Vigilancia propuestas en el Anteproyecto de NSCA, más otros tramos según la naturalidad de este. Algunos tramos definidos fueron resegmentados al considerar la información de la revisión bibliográfica para la caracterización ambiental de la cuenca, considerando criterios sobre actividades antrópicas, usos de suelo e información de la red fluviométrica DGA. Los tramos corresponden a las áreas de vigilancia del Anteproyecto de NSCA, dentro de las cuales se encuentra la estación de muestreo.

#### **6.4.3. Componente Hidromorfológico**

La dinámica geomorfológica e hidrológica tienen un gran efecto sobre los patrones temporales y espaciales de los ríos a escalas múltiples y los efectos de estos factores físicos sobre las dimensiones espaciales de la ecología de ríos son inmediatos y profundos. La expansión y contracción a través del curso longitudinal y lateral están influenciadas en gran parte por la precipitación y geomorfología, (Naiman *et al*, 2005). La variabilidad en el régimen de caudales condiciona los hábitats existentes, la morfometría fluvial y la interacción o conectividad de los sistemas fluviales (Junk *et al.*, 1989), incidiendo directamente en la dimensión espacial es decir en la localidad de las estaciones de muestreo y en la dimensión temporal, frecuencia de estos. Se ha demostrado que diferencias en la distribución de invertebrados es causada por diferencias en los regímenes de flujo, Lancaster, (2000). La Directiva Marco del Agua incorpora el aspecto físico en el concepto de estado ecológico del

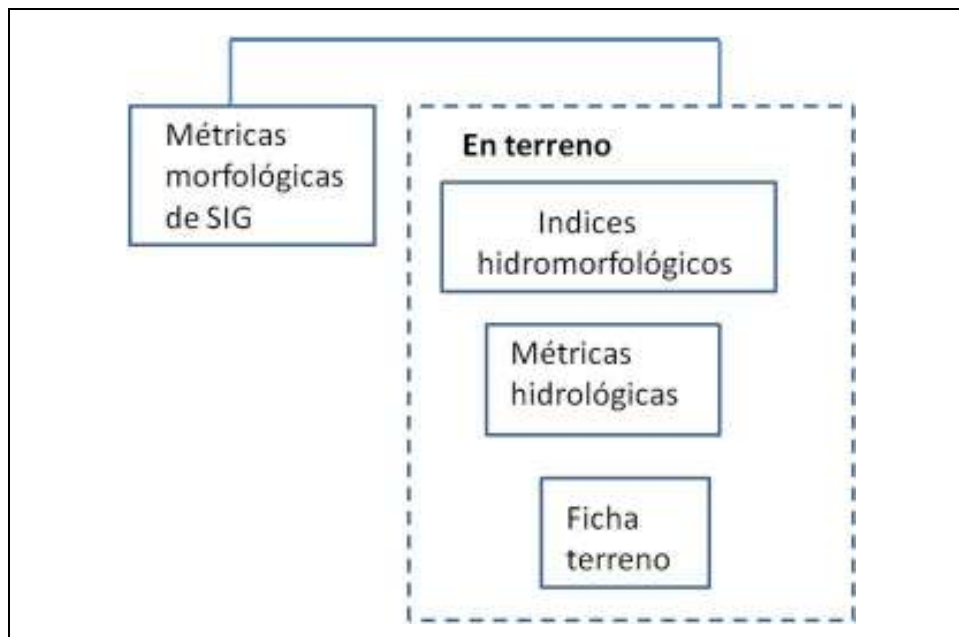
agua, entre los cuales uno de sus componentes es la hidromorfología. El estado ecológico es una “expresión de la calidad, la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales”

La caracterización de la calidad hidromorfológica considera la evaluación de la estructura física del sistema (morfología fluvial y estructura de la ribera), elemento que influye en la estructura de las comunidades biológicas.

El caudal es una variable relevante en el flujo unidireccional del río abajo, en el desarrollo lateral de la ribera y en el aporte de napas freáticas (Protocolo HIDRI, 2006) Fig. 1. El régimen hídrico juega un rol fundamental en la regulación del funcionamiento del sistema lótico, reflejado en su estructura, por los cambios en su estabilidad, dado por la variación de cinco componentes que son: magnitud, frecuencia, duración, predictibilidad y tasa de cambio (Poff & Allan, 1997), lo que es reflejado en la estructura del sistema. La variabilidad del flujo hídrico debe considerar la mantención de ciertas condiciones que son características de la geomorfología del cauce y de las interacciones laterales, verticales y longitudinales de los ríos.

Entre los indicadores hidromorfológicos que afectan a los indicadores biológicos están: régimen hidrológico, la continuidad del río, condiciones morfológicas, la estructura de la zona ribereña. Se han desarrollado índices como el índice de hábitat fluvial (IHF) y el índice de calidad de la ribera (QBR) para ambientes mediterráneos (Pardo *et al.*, 2002; Suárez *et al.*, 2002), los que fueron aplicados en esta tesis. Un buen estado del entorno natural se asocia a una buena calidad ecológica del cauce, una buena calidad de agua y biota correspondiente. Ambos índices (IHF y QBR) han sido aplicados en Chile para evaluar de manera rápida un sistema fluvial reflejando la calidad de su ribera y cauce (Palma., *et al.*, 2009). En la Fig. 36 se describen las mediciones realizadas *in situ* y en gabinete mediante un Sistema de información geográfica (SIG).

Figura 35. Caracterización hidromorfológica



Fuente. Elaboración propia

#### 6.4.3.1 Índices hidromorfológicos

##### A. Índice de hábitat fluvial (IHF)

Considerando que tanto la calidad y cantidad de hábitat fluvial disponible afecta la composición y estructura de las comunidades residentes (Maddock, 1999), se elaboró una matriz de diversidad de hábitat físico, tomando como referencia una perspectiva funcional basada en la escala (Maddock, op.cit: sector, tramo, transecta y parche), en un tramo de 100 m donde se realizaron diversas observaciones tendientes a caracterizar la diversidad de hábitat fluvial aplicando el índice IHF (Pardo *et al.*, 2002). Este índice fue aplicado en el proyecto GUADALMED (Prat, 2002) con modificaciones de otros índices preexistentes

La diversidad de hábitat fluvial considera 7 métricas, indicadas en la Tabla 22 el puntaje total del índice es de 100 (Pardo *et al.*, 2002). El índice IHF, valora la capacidad del hábitat físico para albergar la fauna determinada, con lo cual se puede valorar el grado de alteración del hábitat de ríos, comparándolo con una estación de referencia. A mayor puntaje del índice, mayor hábitat y mayor diversidad de las comunidades. Para su aplicación se estableció un transecto de 100 m longitudinal, donde cada 25 m se evaluaron las métricas que componen el índice, indicadas en la Tabla 22.

Tabla 22. Métricas del Índice de hábitat fluvial, IHF

Evaluación Hábitat Fluvial (IHF)	
1	Inclusión de rápidos-sedimentación pozas
2	Frecuencia rápidos: ancho río
3	Composición sustrato
4	Regímenes velocidad y profundidad
5	Porcentaje de sombra en el cauce
6	Elementos de heterogeneidad
7	Cobertura de vegetación

Fuente. Elaboración propia basado en Pardo *et. al.*, 2002.

La frecuencia de rápidos se mide comparando las zonas lenticas respecto de los rápidos del tramo (velocidad superficial por sobre 30 cm/s), se midió la distancia entre rápidos y se dividió por la anchura promedio del tramo estudiado. La composición del sustrato se determina, siguiendo las categorías de sustrato de RIVPACS (Wright *et al.*, 1984). Los regímenes de velocidad/profundidad evalúan la presencia de 4 combinaciones de velocidad/profundidad:

- i) lento-somero,
- ii) lento-profundo,
- iii) rápido-somero y
- iv) rápido-profundo.

En general una profundidad mayor a 0,5 m discrimina entre somero y profundo, el porcentaje de sombra en el cauce se estimó de manera visual con el porcentaje de sombra proyectada por la cobertura vegetal adyacente. También se evaluaron la presencia y dominancia de distintos elementos de heterogeneidad que contribuyen a incrementar la diversidad de hábitat físico y de las fuentes alimenticias, los materiales de origen alóctono (hojas, madera) y de origen autóctono, la presencia de diversos grupos morfológicos de productores primarios (Pardo *et al.*, 2002). Para la valoración del índice se establecieron rangos de calidad, desde muy buena que refleja un ambiente muy heterogéneo, a muy mala calidad con un ambiente homogéneo. Un mayor puntaje demuestra una mayor diversidad de hábitats disponibles y es esperable que posea un mayor desarrollo de las comunidades acuáticas bentónicas, (Tabla 23).

Tabla 23. Niveles y rangos de calidad de IHF

Nivel de calidad	Rango Calidad	Color
Muy Buena	81 - 100	Azul
Buena	61 - 80	Verde
Regular	41 - 60	Amarillo
Mala	21 - 40	Naranja
Muy Mala	0 - 20	Rojo

Fuente. Elaboración propia basado en Pardo *et al.*, 2002

## B. Índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR)

Para calificar la “calidad ecológica” de los ecosistemas acuáticos, propuestos por la Directiva Marco del Agua (DMA), las riberas constituyen uno de los más importantes. El índice de calidad del bosque de ribera, QBR de Munné *et al.* (1998 y 2003), refleja una variabilidad temporal del sistema por sobre la estación del año, pues representa a la vegetación terrestre (arbusto, matorral, etc), que poseen ciclos de vida más prolongados que la flora acuática. Este índice consta de cuatro métricas que recogen distintos componentes y atributos de las riberas, los que son: grado de cubierta de la zona de ribera, estructura de la cubierta, calidad de la cubierta y grado de naturalidad del canal fluvial. Para la valoración del índice se establecen rangos de calidad que van desde un bosque de ribera sin alteraciones a uno de muy mala calidad altamente degradado, indicado en la Tabla 24.

Para su aplicación, en cada sitio de muestreo se seleccionó un transecto de 100 m de longitud y se consideró el ancho de ribera incorporando la zona potencialmente inundable en las crecidas del río, estimada en terreno.

Tabla 24. Niveles y rangos de calidad de QBR

Calidad	Rango Calidad	Color
Bosque de ribera sin alteraciones, muy buena calidad	> 95	Azul
Bosque ligeramente perturbado, buena calidad	71 – 95	Verde
Inicio de alteración importante, regular calidad	46 – 70	Amarillo
Alteración fuerte, mala calidad	21 – 45	Naranja
Degradación extrema, muy mala calidad	≤ 20	Rojo

Fuente. Elaboración propia basado en Munne *et al.* 2003

#### 6.4.3.2. Métricas hidromorfológicas *in situ*

##### A. Caudal

Se obtuvieron los caudales de meses de primavera y verano de las estaciones fluviométricas vigentes DGA, donde no se disponía de registro se determinó caudal *in situ*. Se determinó la velocidad del sitio de muestreo por ultrasonido usando una sonda (la cual posee un indicador de la calidad de la señal para evaluar la exactitud de la medición), y la batimetría de la sección del río con un batímetro indicado en la Figura 36. También se registró la velocidad y profundidad del sitio de muestreo donde se recolectó bentos.

Figura 36. Determinación de caudal



A lo largo del tramo de 25 m se determinó la composición del tipo de sustrato de acuerdo al tamaño de partícula. Se recorrió el tramo en zigzag y a cada metro se determina el tipo de sustrato. En la tabla 25 se indica el tipo de sustrato y se especifica si está asociado a macrófitas (se antepone la letra M). La biodiversidad se determinó mediante el índice de Shannon (1948).



Tabla 25. Clasificación del sustrato según tamaño de partícula

Sustrato	Código	Tamaño (mm)	Código (M) presencia de macrófitas
Fango	F	< 0,02	MF
Limo	L	0,02 – 0,06	ML
Arena	A	0,06 – 2	MA
Grava	G	2 – 8	MG
Bolón	B	8 – 64	MB
Piedras	P	64 – 256	MP
Rocas	R	> 256	MR
Basamento	MP	Material parental	-

Fuente. Bain et al., 1995

### **Ficha de terreno**

Se elaboró una ficha para contar con una caracterización hidromorfológica de la cuenca en estudio en sus diferentes tramos, tomando como base protocolos Norteamericanos y Europeos (Barbour *et al.*, 1999; Pardo *et al.*, 2002; Munné & Prat, 2004, Protocolo usado en la Directiva Marco del Agua (HIDRI Protocolo, Agencia Catalana del Agua, 2006)). Las observaciones se adecuaron a las cuencas en estudio con información principalmente de: régimen hidrológico dado principalmente por la información de caudales; de las condiciones morfológicas dado por estimación de diversidad de sustrato (según Bain *et al.*, 1995), de morfología del río, entre otros (Anexo 1). Con estas observaciones se caracterizó el sitio de estudio.

### **C. Métricas morfológicas.**

Estas métricas fueron obtenidas con el Sistema de Información geográfica, SIG

**Pendiente:** se calculó la pendiente media de la estación y pendiente media del segmento, para todas las estaciones de ambas cuencas piloto. La información base fue obtenida desde GEDEM (modelo digital de elevación; mediciones cada 10 metros) y el cálculo fue realizado mediante el software IDRISI Andes.

**Grado de Sinuosidad del segmento.** La sinuosidad de un río se define como el grado de curvatura que tiene un cauce respecto a una línea recta. En las cuencas de estudio, la sinuosidad fue calculada a través de SIG (software ArcView 3.2) como la longitud del segmento (canal principal) dividido por la longitud en línea recta que sigue el valle o terraza baja del cauce principal, mediante la siguiente fórmula:

$$SI \text{ (Sinuosidad)} = \frac{\text{longitud del segmento río}}{\text{longitud en línea recta}}$$

El grado de sinuosidad se clasificó según la Tabla 26 (Protocolo HIDRI, 2006):

Tabla 26. Clasificación del grado de sinuosidad de un canal fluvial

Valor	Grado
1,00 – 1,05	Recto
1,05 – 1,50	Sinuoso
> 1,50	Meandriforme

Fuente: Protocolo HIDRI, 2006

## 6.5 Componente físico y químico

### 6.5.1. Indicadores físicos y químico

Las características hidroquímicas de los cursos fluviales están determinadas, en general, por las variables propias de la cuenca, tales como la climatología, geología, vegetación y actividades antrópicas (Toro *et al.*, 2002). Los indicadores biológicos deberían reflejar los cambios del sistema de las variables físicas y químicas. Así se podrían establecer correlaciones entre estas variables y la composición comunitaria de la biota bentónica la que debería obedecer a las condiciones locales del sistema bajo características definidas. Las precipitaciones, naturaleza geológica y la evaporación-cristalización son mecanismos que regulan la composición química natural de las aguas (Gibbs, 1970). En esta tesis se dispuso de la base de datos química histórica de la cuenca del Limarí facilitada por DGA, a través del estudio DGA/CENMA, 2010, y parámetros físicos y químicos determinados para las campañas de terreno ejecutadas en los meses de primavera y verano. Los parámetros físicos y químicos actuales e históricos fueron seleccionados de acuerdo a la naturaleza de la cuenca, las actividades desarrolladas en torno a esta y lo indicado en el Anteproyecto de NSCA para Limarí.

Las variables físicas y químicas representativas de interés para la cuenca hidrográfica se clasifican en parámetros básicos, e indicadores de eutrofización, de contaminación y de toxicidad, definidos de la siguiente forma:

### **-Parámetros básicos**

Son los que se relacionan con el funcionamiento del sistema y como una generalidad lo componen la temperatura, pH, sólidos disueltos, conductividad eléctrica.

#### **A. Indicadores de eutrofización.**

Son los compuestos preferentemente relacionados con los nutrientes preferentemente los representados por las especies de nitrógeno y fósforo.

#### **B. Indicadores de contaminación.**

Preferentemente se refiere a los compuestos que representan a la materia orgánica. Altas concentraciones de estos se han correlacionado con macroinvertebrados bentónicos.

#### **C. Indicadores de toxicidad.**

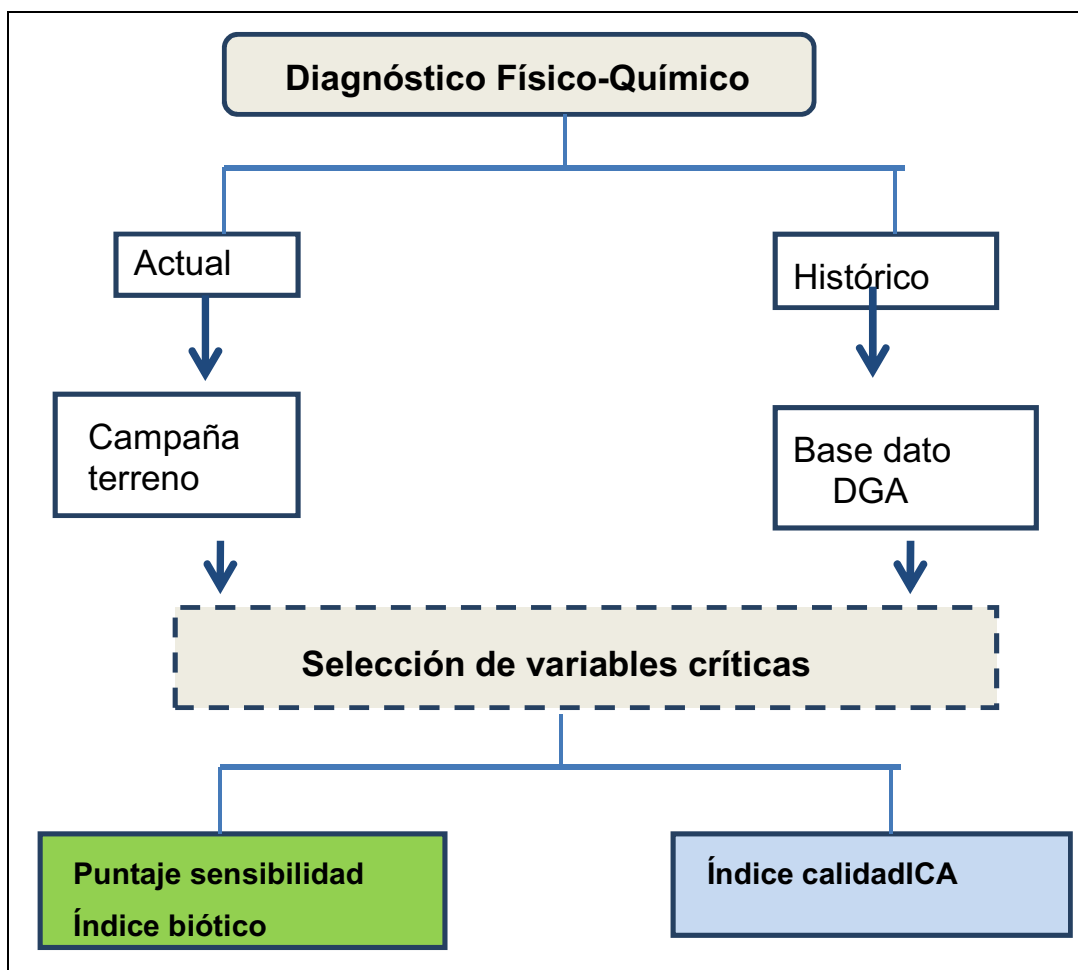
Se refieren a compuestos tales como metales, pesticidas, entre otros.

Las variables físicas y químicas de interés seleccionadas para la cuenca, según la caracterización ambiental, involucran a los parámetros básicos, indicadores de eutrofización, de contaminación y de toxicidad. En base a esto se realizaron dos tipos de análisis:

- 1.- Se realizó un diagnóstico de los sistemas fluviales que componen la cuenca del Río Limarí, con la base de datos histórica DGA.
- 2.- Selección de variables físicas y químicas a determinar en las campañas de terreno, que representarían las condiciones actuales del sistema y pueden establecerse relaciones con la biota recolectada.

En la figura 37 se detallan los pasos metodológico que involucrado en el diagnóstico físico químico del sistema.

Figura 37. Flujo metodológico de diagnóstico físico y químico



Fuente. Elaboración propia

### 6.5.2.- Diagnóstico histórico de las áreas de vigilancia

Para conocer las variaciones espaciales y temporales de la calidad del agua se analizó la información disponible de las cuencas obtenida por la Dirección General de Aguas (DGA) para las áreas de vigilancia indicadas en el Anteproyecto de NSCA.

Se revisó la base de dato disponible histórica DGA y se analizó la calidad del agua superficial por área de vigilancia comparándola con los valores de la NSCA.

### 6.5.2.1. Cálculo del Índice de Calidad de Aguas

Los componentes físicos y químicos pueden combinarse para calcular índices de calidad de agua, para representar la calidad de esta. Para esto se utilizó la base de dato que la DGA genera en estaciones de calidad de agua establecidas en la cuenca.

Uno de los índices usado es el Water Quality Index (WQI), propuesto por la National Sanitation Foundation (NSF) de Estados Unidos (Brown *et al.* (1970). Este se adapta a las condiciones locales para representar un índice integrado de la calidad de las aguas (DGA, 2004). El WQI se adaptó, se incluyeron 9 parámetros de calidad de aguas, los cuales ponderados y promediados aritméticamente forman un índice global. Este índice se aplicó a la base de datos disponible, y las variables seleccionadas previamente normalizados ( $Q_i$ ) para su uso.

Cada parámetro es transformado entre 0-1 a partir de sus distribuciones probabilísticas usando los datos originales mediante el software Crystal-Ball (estimando los percentiles para las categorías de transformación del valor del parámetro a valores de calidad de 0 a 1). Se obtiene una propuesta de índice de calidad de agua por tramo según la disponibilidad y calidad de la data (Debels *et al.*, 2005).

Para este estudio y en función de la disponibilidad de información, se seleccionaron parámetros para ambas cuencas. Para la determinación de la importancia relativa ( $W_i$ ), se realizó un análisis de componentes principales a partir de la matriz de valores transformados, se utilizó el coeficiente de Spearman para la matriz de correlación. A partir de los pesos combinados de los parámetros sobre las dos primeras componentes (del ACP), se calculó la importancia relativa de la variable. Finalmente se calculó el WQI (ICA índice de calidad de agua) como la combinación lineal del producto de los parámetros normalizado por el peso. Las categorías de calidad se asignan de acuerdo a la tabla 27

$$WQI = \sum_{i=1}^n W_i * Q_i$$

$i = 1$

$W_i$ : factor de importancia o ponderación de la variable  $i$  respecto de las restantes variables.

$Q_i$  = factor de la escala

Tabla 27. Categorías de calidad del ICA (WQI)

Percentiles	Categoría de Calidad
90 – 100	Excelente – Muy Buena
70 – 90	Buena
50 – 70	Regular
25 - 50	Mala

Fuente: DGA/ Cade –IDEPE,2004

### **Matriz de doble entrada**

Con la información existente se construyó una matriz de doble entrada incorporando: los parámetros considerados representativos por área de vigilancia según el índice ICA, considerando la NSCA, la información ambiental de presiones y/o impactos sobre el tramo considerado.

### **Parámetros Físicos y Químicos representativos**

Se analizaron los parámetros de medición por área de vigilancia de acuerdo a la base de dato DGA y a la NSCA, con el objeto de obtener una caracterización fisicoquímica de las aguas y con ello establecer el grado de contaminación y deterioro que presenta. Conociendo los valores de concentración de los componentes presente en el medio se puede contribuir a mejorar la calidad de las aguas de los sistemas acuáticos.

### **Caracterización iónica de las aguas superficiales**

Las aguas se pueden caracterizar mediante su composición iónica para lo cual se construyeron diagramas hidroquímicos de Maucha, los que permiten interpretar el tipo de aguas de cada subcuenca. Estos diagramas fueron construidos mediante el software (WG\_Chart disponible en la web).

#### **6.5.2.2. Diagnóstico puntual de las estaciones de muestreo**

### **Muestreo y análisis de aguas superficial**

La toma de muestras, preservación, transporte y análisis de las diversas variables muestreados en los ríos se efectuaron en base a los protocolos establecidos

por las Normas Chilenas Oficiales del Instituto Nacional de Normalización (INN), indicados en la tabla 28.

Tabla 28. Normas de muestreo y análisis de agua superficial continental

Norma	Título
NCh 411/2.Of. 96	Calidad del agua - Muestreo - Parte 2: Guía sobre técnicas de muestreo
NCh 411/3.Of. 96	Calidad del agua - Muestreo - Parte 3: Guía sobre la preservación y manejo de las muestras
NCh 411/6.Of. 98	Calidad del agua - Muestreo - Parte 6: Guía para el muestreo de ríos y cursos de agua
NCh-ISO Of. 17025	Requisitos generales para la competencia de laboratorios de ensayo y calibración

Fuente. Elaboración propia

Se determinaron una serie de parámetros físicos y químicos según metodología estándar APHA, (2005). La DGA posee estaciones de calidad de agua en algunas estaciones de muestreo determinadas en el proyecto, que las puso a disposición, por lo que no fue necesario tomar muestras para el análisis de todos los componentes. El muestreo se desfasa en algunos días respecto al muestreo de la DGA, para la cuenca del Limarí. En las estaciones fuera de la red DGA y que no estaban contempladas en el Anteproyecto de NSCA se tomaron muestras de agua para todos los componentes indicados en la Tabla 29.

Tabla 29. Componentes a evaluar para la calidad de agua superficial.

Análisis	Variable	Instrumento y/o método	Fuente
Determinados <i>in-situ</i>	Conductividad eléctrica	Equipo HANNA Instruments pH/EC/TDS Waterproof Family.	Campaña de muestreo
	pH		
	Temperatura (°C)		
	Oxígeno disuelto (% y mg/L)	Oxigenómetro YSI Model 95.	
Determinados en el laboratorio	DQO (Demanda Química de Oxígeno; mg/L)	St. Methods for the Examination of Water and Wastewater 21 th. Ed, 2005. Método 5220D.	DGA, sólo se realiza análisis para estaciones que no contempla la vigilancia de NSCA.
	<b>Aniones:</b> Cloruros y Sulfatos (mg/L)	Cromatografía iónica. St. Methods for the Examination of Water and Wastewater 21 th. Ed, 2005. Método 4110.	
	<b>Cationes:</b> Calcio, Magnesio, Sodio y Potasio (mg/L)	Cromatografía iónica. St. Methods for the Examination of Water and Wastewater 21 th. Ed, 2005.	
	<b>Nutrientes:</b> Nitrógeno y Fósforo (ug/L)	Kjeldahl y Cromatografía iónica St. Methods for the Examination of Water and Wastewater 21 th. Ed, 2005.	
	<b>Metales totales:</b> Cd,	ICP/OES para barrido metales	

Zn, Cr, As, Cu, Ni, Pb, Al, Se, Mn, Ba, B, Fe	totales. Método USEPA-6010C, SW-846. St. Methods for the Examination of Water and Wastewater 21 th. Ed, 2005. Método 3120.	
<b>Seston:</b> MOP, MIP y SST (Materia Orgánica Particulada, Materia Inorgánica Particulada y Sólidos Suspendidos Totales)	St. Methods for the Examination of Water and Wastewater 21 th. Ed, 2005.	Campaña de muestreo, análisis en Laboratorio de Limnoquímica, Fac. de Ciencias, U. de Chile.
Alcalinidad	Examination of Water and Wastewater 21 th. Ed, 2005. Método	Campaña de muestreo, en un tiempo < a 24 horas de la toma de muestra.

Fuente. Elaboración propia

Figura 38. **Medición de variables *in-situ*.**



Fuente: Elaboración propia

Los instrumentos fueron debidamente calibrados con soluciones estándares. Las muestras fueron transportadas en un contenedor térmico en cadena de frío. Se controló la temperatura de transporte mediante un termómetro máxima y mínima por contenedor hasta ser recepcionados en el laboratorio de análisis.

## 6.6. Componente biológico

Los organismos más utilizados para establecer índices biológicos han sido los insectos, como se comentó en el Capítulo II de esta tesis. Entre algunas de las características están, que responden a perturbaciones del hábitat, poseen una amplia variedad de respuestas al estrés ambiental, son sedentarios y permiten una evaluación efectiva espacial de las perturbaciones (Rosenberg y Resh, 1993), han resultado ser los muy apropiados y recomendados para monitoreos rutinarios de los ríos (Roldán,



2003). Se llevará a cabo muestreo bentónico de macroinvertebrados aplicando muestreos cuantitativo, cualitativo y semicuantitativo según las exigencias del índice, especificado en la tabla 30.

Tabla 30. Tipos de muestreos ejecutados

Tipo de Índice a aplicar	Tipo de muestreo/ Instrumento	Tipo de muestreo	Observación
ChIBF: Hilsenhoff (1988) adaptado a ríos mediterráneos	Cuantitativo/Surber N=6.	Sustrato duro.	Conteo de todos los individuos de la muestra.
ChBMWP: BMWP modificado para Chile.	Cualitativo/D-NET	Multihabitat	Conteo parcial de la muestra, se determina presencia/ausencia
ChSignal proviene del BMWP, basado método Armitage <i>et al</i> 1983.	Semi cuantitativo/D-NET	Multihabitat	Conteo de al menos 200 individuos por muestra

Fuente: Elaboración propia

#### 6.6.1. Recolección de macroinvertebrados bentónicos

El muestreo de macroinvertebrados bentónicos fue realizado en todas las estaciones de muestreo determinadas en dos épocas, de primavera y verano, considerando la heterogeneidad del hábitat. Se realizó una inspección visual de cada tramo propuesto, se determinó el sector específico de muestreo en zonas de sustrato duro, que en general fue de tipo clastos y bolón. Se limitó el área de muestreo mediante un transecto de 25 metros lineales paralelo al río, medido con una huincha.

Se determinaron 3 transectos perpendiculares a la línea de ribera para efectuar un muestreo cuantitativo y se recolectaron macroinvertebrados bentónicos utilizando una red Surber de 900 cm<sup>2</sup>, de apertura de malla de 250 µm (Surber, 1937), según metodología estandarizada (ISO 7828, Of. 85; ISO 8265; NCh 411/2). Se tomaron en el muestreo cuantitativo 6 réplicas, como un número tentativo para el primer muestreo, este sirvió de inspección para asegurar una desviación aceptable entre las réplicas. Se debe considerar que este fue el primer registro de biota bentónica para los ríos de esta cuenca, y dada la heterogeneidad de los hábitats fluviales es adecuado contar con el mayor número de muestras posibles. Por otro lado para el análisis de los resultados se usó estadística multivariada para generar información, y los programas requieren una mínima cantidad de data para establecer correlaciones.

Para el muestreo cualitativo se tomaron muestras de todo el tramo seleccionado (25 m), considerando los diferentes hábitats observados. Se utilizó una red D-net, de apertura de malla de 250  $\mu\text{m}$  para barrer la mayor cantidad de hábitat, con un esfuerzo de muestreo proporcional a la representatividad estimada de dichos hábitats (poza, sustratos blandos y duros, materia orgánica, macrófitas, entre otros), tomando un tiempo similar de recolección total para todas las estaciones de muestreo como uno de los aspectos a homogenizar.

### **Conservación y etiquetado e identificación de muestras de macroinvertebrados bentónicos**

El material recolectado de ambos tipos de muestreo, fue conservado en frascos plásticos debidamente etiquetados. Las muestras se fijaron en etanol al 70% y fueron transportadas al laboratorio para su identificación taxonómica (Molina, 2006). Las muestras recolectadas en terreno se limpiaron y separaron con cuidado para no romper las estructuras de validez taxonómica de los organismos. Se analizaron las muestras bajo lupalupa estereoscópica marca WILD M3, los organismos fueron separados, cuantificados y clasificados taxonómicamente al nivel taxonómico de familia bajo claves aplicadas al Neotrópico y a Chile (Sabando y Peñaloza, 2006; Roldán, 2003; Domínguez & Fernández, 2001 y 1998) y otras claves disponibles generadas por expertos.

Se analizaron las muestras de acuerdo a la Tabla 30, para posteriormente aplicar los índices bióticos cuantitativo *Ch IBF* , cualitativo *Ch BMWP* y semicuantitativo *Ch SIGNAL*.

Para el *Ch SIGNAL* se toma en cuenta el peso según la abundancia de familia de acuerdo a la metodología de Chessman, 2003, (Cap. II).

#### **6.6.2. Puntaje de tolerancia para índices bióticos**

Para la aplicación de índices bióticos se establecieron los puntajes de tolerancia de los organismos bentónicos, de acuerdo a las condiciones locales, basados en los puntajes existentes. Se exploran las tendencias en la variación de los puntajes de las familias en relación a los gradientes ambientales que estarían condicionando dichos patrones de distribución (Vivas *et al.*, 2002).

Para el cálculo de los puntajes de sensibilidad se usaron como base los puntajes de tolerancia publicados para los índices respectivos, CH BMWP, *Ch SIGNAL* y CH IBF (Figuroa *et al.*, 2007). Estos puntajes fueron reestablecidos mediante un Análisis de Componentes Principales y mediante la metodología propuesta por Chessman, 1997.

Para el *Ch SIGNAL* la metodología de Chessman, consistió en realizar una correlación de Spearman entre la abundancia de familias y los valores pesados (puntaje por factor peso que representa la abundancia). Se asignó el mayor valor de las correlaciones a la familia de mayor sensibilidad que corresponde un puntaje de 10, y el más bajo se asignó a la familia más tolerante con un puntaje de 1. Entre los valores asignados se establecieron los puntajes al resto de las familias proporcional a sus coeficientes de correlación, mediante una ecuación de regresión. (programa XLStat).El análisis de correlación se itera cuantas veces sea necesario hasta que el puntaje se mantenga estable.

Para el caso de Ch BMWP y Ch IBF se realizó una correlación de Spearman entre la presencia/ausencia y/o abundancia de familias. Para Ch BMWP se asigna el mayor valor de las correlaciones a la familia de mayor sensibilidad que corresponde a un puntaje de 10, y el más bajo se asignó a la familia más tolerante con un puntaje de 1, el CH IBF funciona a la inversa. Entre los valores asignados se establecieron los puntajes al resto de las familias proporcional a sus coeficientes de correlación, mediante una ecuación de regresión. (programa XLStat)..Se comprobaron los puntajes como una manera de validarlos efectuando correlación entre estos con variables físicas y químicas (previamente transformadas) mediante un Análisis de componentes principales (ACP). Se calcula la correlación total tomando en cuenta los valores de los factores explicativos (que debe satisfacer al menos un 50 % de la varianza explicada).

### **6.6.3. Interpretación de resultados**

Con la data generada hasta el nivel de familia se calcularon los índices comunitarios de diversidad y de enfoque biótico usando elChIBF, ChBMWP y ChSignal, de los cuales se seleccionó uno para aplicar y construir los mapas de calidad de agua.

### **Selección del índice**

Se comparan los 3 índices aplicados y se propone la aplicación de uno de ellos bajo al menos los siguientes criterios:

- Correlación entre el índice y variables físicas y químicas
- Validación del índice bajo criterios de bioindicación
- Validación del índice bajo criterio de experto
- Facilidad de aplicación
- Factibilidad de ser aplicado para la gestión hídrica
- Costos para su implementación

La elección en parte se basó en los resultados de correlaciones entre los índices calculados y variables geográficas, de uso, químicas y físicas. Se realizaron análisis estadístico de correlación entre los índices y las variables de diversidad. Se analizó la presencia de taxa dominantes que pudiesen explicar la estructura comunitaria. Se establecieron ordenamientos espaciales estableciendo cluster de similitud basado en la composición de las especies y una función discriminante para relacionar la estructura observada con las variables ambientales (uso programas Statistics, 6.0; MVSP; PAST versión 1.77).

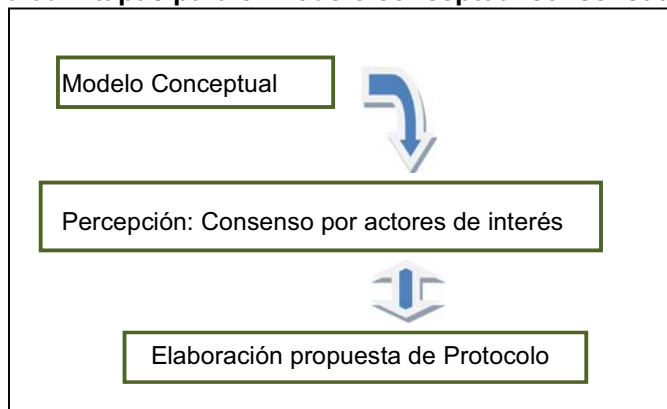
#### **6.6.4.. Mapa de calidad de agua**

Con los resultados del índice de calidad de agua propuesto de acuerdo a los resultados se elaboró un mapa indicando la calidad de agua por área de vigilancia de acuerdo a las estaciones de muestreo, indicando las categorías que representan niveles de calidad de agua de acuerdo a los resultados, que son: excelente, muy buena, buena, regular, mala. Cada categoría se representa mediante un color.

#### **6.6.5. Validación de metodología propuesta**

Para la validación de la metodología propuesta se discuten los resultados en un Seminario que se ajuste de la mejor forma a la cuenca definida.

Figura 39. **Etapas para el modelo conceptual consensuado.**



Fuente: Elaboración propia

## 6.7. PROTOCOLO DE MUESTREO

Se desarrollo un Protocolo para el muestreo de bentos bajo el enfoque de integridad ecológica, con el fin de difundir su aplicación, homogenizar procedimientos de muestreo y generar información que pueda ser intercomparable.

Para esto se revisó literatura básica con este tipo de protocolo para macroinvertebrados bentónicos, que fueron: Confederación Hidrográfica del Ebro, 2005, protocolos EPA, Australianos y Protocolo GUADALMED.

Se desarrolló este Protocolo con los principales ítems para muestreo de bentos, que se desarrolló en la primera campaña y fue mejorado para la segunda campaña de muestreo. Los principales temas desarrollados son las ventajas/desventajas del uso de macroinvertebrados, los métodos de evaluación biológicos, metodología de muestreo. Se indica considerar los diversos criterio para la selección de las estaciones de muestreo, los materiales necesarios sugeridos, entre otros.. El protocolo se expone en el Anexo 1.

Este protocolo sirvió de base para el desarrollo de un procedimiento a nivel país, en este participaron expertos en el tema a nivel nacional. Actualmente esta actividad está a cargo del Ministerio de Medio Ambiente, Departamento de Políticas Públicas y Regulación. En este equipo de expertos la tesista es una de las participantes y editora de este Protocolo.

### **6.7.1. Seminario de validación metodológica**

Se llevó a cabo un seminario de expertos que abordó temas respecto de la evaluación de la calidad de agua bajo el enfoque de integridad biológica. Para ello, se invitó al Dr. Narcís Prat, académico de la Facultad de Ecología de la Universidad de Barcelona, experto en evaluación de la calidad del agua y en macroinvertebrados bentónicos. Además, el Dr. Prat ha participado en diversos programas enfocados a la aplicación de la Directiva Marco del Agua en España.

El Seminario fue ejecutado en el Centro Nacional del Medio Ambiente (CENMA), el día miércoles 26 mayo del año 2010.

#### **A. Programa del seminario**

-Marco conceptual: *La Directiva Marco del Agua: Una nueva manera de planificación y gestión del agua*

Expositor: Doctor Narcís Prat

-Normativa aplicada al recurso hídrico en Chile

Expositor: Mónica Musalem de la Dirección General de Aguas .

- Resultados generados en el proyecto *“Propuesta de utilización de biocriterios para la implementación y monitoreo de la Norma Secundaria de Calidad Ambiental”* ejecutado por CENMA y financiado por DGA.

Expositor: Ximena Molina, Jefe de Proyecto

#### **B. Evaluaciones del seminario**

1- Propuesta de modelo

2- Propuesta metodológica y de índices bióticos a implementar para evaluar la calidad de las aguas superficiales continentales.

3- Propuesta de protocolo

La discusión se torno sobre la toma de muestra, elección de índice biótico y metodología de aplicación. Se analizaron algunos de los criterios que debería cumplir el índice, tales como, ser sensible a reflejar perturbaciones del sistema definidas,

pueda ser identificado taxonómicamente, se defina el nivel taxonómico requerido para su aplicación, pueda representar la integración de variables de tipo cualitativo y cuantitativo, sea de fácil aplicación, de métrica, se disponga de conocimiento ecológico, sencillo de usar, y rápido, sea replicable, no use instrumentos caros y complejos, su metodología sea replicable, que sirva como predictor, que pueda ser aplicable a perturbaciones antrópicas, entre otros.

**C. Asistentes al seminario:**

Representantes de los diversos servicios públicos, universidades e instituciones relacionadas con el recurso hídrico, tales como:

- Dirección General de Aguas (DGA-MOP)
- Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA)
- Comisión Nacional de Riego (CNR)
- Junta de Vigilancia del río Choapa
- Junta de Vigilancia del Río Cachapoal
- CODELCO Andina
- Centro de Estudios Avanzados de Zonas Áridas (CEAZA)

## 6.8. BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA

- APHA-AWWA-WPCF. (2005). Standard Methods for Examination of Water and Wastewater Collection and Preservation of Samplas. 21 th edition.
- Armitage, P.D., I. Pardo & A. Brown (1995).Temporal constancy of faunal assemblages in “mesohabitats”. Application to management?. Arch. Hydrobiol, 133, 367-387.
- ATLAS DE ANDALUCÍA (1995)
- Bain M.B., J.T. Finn & H.E. Booke.(1995). Quantifying stream substrate for habitat analysis studies. North American Journal of Fisheries Management 5:499-506.
- BARBOUR MT, J GERRITSEN, BD SNYDER & JB STRIBLING (1999) Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B 99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- Brown R.M.,McClelland, N.I., Deininger, R.A. & Tozer, R.G. (1970) A wáter qualiyt index Do we dare? . Water Swage Works 117, 339-343.
- Bonada N, *et al.* (2002) Intercalibración de la metodología GUADALMED. Selección de un protocolo de muestreo para la determinación del estado ecológico de los ríos mediterráneos. Limnetica 21(3-4): 13-33.
- Convenio sobre la diversidad biológica (CDB) (2004). Informe de la séptima reunión de la conferencia de las partes en el Convenio sobre la diversidad biológica. UNEP/CDB/COP/7/21.
- Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE). 2005. Metodología para el establecimiento del Estado Ecológico según la Directiva Marco del Agua. Protocolos de muestreo y análisis para invertebrados bentónicos.
- Centro de Estudios Avanzados de Zonas Áridas (CEAZA). 2007. Informe técnico, Talcuna en el sector de Marquesa. Resultados preliminares sobre el estudio de las comunidades de macroinvertebrados dulceacuícolas: influencia de la minera. Proyecto CAMINAR – Cuenca del Elqui – Chile. CEAZA, (ULS-INIA-UCN)
- Chessman B. (2003). SIGNAL 2-A Scoring System for Macroinvertebrate (Water Bugs) in Australian Rivers, Monitoring River Health Initiative Technical Report N° 31, Commonwealth of Australia, Canberra.
- Chessman B., J. E.Growns & A. R. Kotlash. (1997). Objective derivation of macroinvertebrate family sensitive grade numbers for the SIGNAL biotic index:application to the Hunter River system, New South Wales. Mar. Freshwater Res. 48, 159-72.
- CONAF-CONAMA. 1999. Catastro de Bosque Nativo



- CONAMA (2009). Estudio complementario de base ecológica para la incorporación de variables biológicas en la generación, monitoreo y control de las NSCA”.
- CONAMA- ARETECH (2009). Estudio complementario de base ecológica para la incorporación de variables biológicas en la generación, monitoreo y control de las NSCA”.Ejecutado por ARETECH.
- CONAMA (2007). Consultoría Técnica. Anteproyecto normas secundarias de calidad ambiental para la protección de las aguas continentales superficiales de la Cuenca del Río Limarí. 158 p.
- Davies P. E. (1994) Monitoring River Health Initiative: River Bioassessment Manual. Australian Government Printing Service, Canberra.
- Davis W.S. & T.P Simon. (1995). Biological Assessment and Criteria Tools water resource planning and decision making. C.R.C. press, Inc. 415 pp.
- Debels P, R Figueroa, R Urrutia, R Barra y X Niell. 2005. Evaluation of wáter quality in the Chillán river (central Chile) using physicochemical parameters and a modified wáter quality index. Environ. Monitoring and Assessment. 110:301-322.
- Dirección General de Aguas (DGA), MOP. (2004). Diagnóstico y Clasificación de los Cursos y Cuerpos de Agua Según Objetivos de Calidad “Cuenca del Río Limarí”. Ejecutada por CADE-IDEPE. Consultores en Ingeniería.
- Dirección General de Aguas (DGA), MOP. (2010). “PROPUESTA DE UTILIZACIÓN DE BIOCRITERIOS PARA LA IMPLEMENTACIÓN Y MONITOREO DE LA NORMA SECUNDARIA DE CALIDAD AMBIENTAL, Informe Final. Ejecutado por CENMA, Lab Bioensayos.
- DGA (Dirección General de Aguas, 1999). Política nacional de recursos hídricos. DGA, MOP, Santiago, Chile.
- Domínguez E. & Fernández H. (2001). Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos Sudamericanos. Universidad Nacional de Tucumán. Facultad de Ciencias Naturales. Instituto M. Lillo. 237 pp.
- Domínguez E. & Fernández H. (1998). Calidad de los ríos de la Cuencs del Salí (Tucumán Argentina) medida por un índice biótico. 38 p.
- DMA 2000/60/CE del Parlamento Europeo y el Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de las aguas. Diario Oficial de la Comunidad Europea. L 327 de 22 de diciembre de 2000: 72 pp.
- EPA. 1994. Biological criteria, Technical Guidance for Streams and Small Rivers. United States, Environmental Protection Agency. Office of Water (WH 4304). EPA 822-8-94-001, September. 1994. 178 pp.

- Figuroa R, Valdovinos C, Araya E y O Parra. 2007. Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río mediterráneo de Chile: río Chillan, VIII Región. *Revista Chilena de Historia Natural* 80: 225-242.
- Figuroa R, C Valdovinos, E Araya y O Parra. 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua del sur de Chile. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 76: 275-285.
- Gibbs, R.J. (1970). Mechanisms controlling world water chemistry. *Science, Wash.*, 170:1088–90.
- Hawkins, C. P., R. H. Norris, J. Gerritsen, R. H Hughes, S. K. Jackson, R. K. Johnson, and R. J. Stevenson. (2000). Evaluation of the use of landscape classifications for the prediction of freshwater biota: Synthesis and recommendations. *Journal of the North American Benthological Society*. 19(3):541–556.
- Hinselhoff WL (1988) Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society* 7:65-68.
- Hobbs, R.J.(1995). Landscape ecology. In *Encyclopedia of Environmental Biology*. Vol 2. pp 417-428. Academic Press. New York.
- Instituto Nacional de Normalización INN (1996). Norma Chilena oficial NCh 411/2.Of. 96 Calidad del agua - Muestreo - Parte 2: Guía sobre técnicas de muestreo
- Instituto Nacional de Normalización INN (1996). Norma Chilena oficial NCh 411/3. Of. 96. Calidad del agua - Muestreo - Parte 3: Guía sobre la preservación y manejo de las muestras.
- Instituto Nacional de Normalización INN (1998). Norma Chilena oficial NCh 411/6 .Of. 98. Calidad del agua - Muestreo - Parte 6: Guía para el muestreo de ríos y cursos de agua.
- Instituto Nacional de Normalización INN (1978). Norma Chilena oficial NCh. 1.333/Of.78. Norma Chilena Oficial "Requisitos de calidad del agua para diferentes usos" Instituto Nacional de Normalización. Santiago.
- Junk W.J., P.B. Bayle & R.E. Sparks (1989). The floodpulse concept in river floodplains systems. *Canadian Special Publication Fisheries and Aquatic Sciences*. 106: 110-127.
- Lancaster, J. (2000). Geometric scaling of microhabitat patches and their efficacy as refugia during disturbance. *Journal of Animal Ecology*, 69, 442–457.
- Likens, G.E. (1992). *The ecosystem approach:its use and abuse*. Ecology Institute, Luhe. 166 pp.

- Likens G.E. & Bormann F.H. (1974). Linkages between terrestrial and aquatic ecosystems. *Bioscience*, 24, 447–456.
- Maddock I. (1999). The importance of physical hábitat assessment for evaluating river health. *Freshwater Biology* 41:373-391.
- Molina X. y I. Vila (2006). Calidad de Agua en “Manual de la Evaluación de la Calidad del Agua” Molina y Vila (eds). CENMA, SAG, U. de Chile. pág. 1-3.
- Munné, A. & Prat, N. (2004). Defining river types in a Mediterranean Area: A Methodology for the implementation of the EU Water Framework Directive. *Environmental Management*, 34:5(711-729).
- Munné, A. & Prat, N. (2002). Diagnósis y mejora de los ecosistemas fluviales mediante la Directiva Marco del Agua. 17 p.
- Munné, A., C. Sola & N. Prat. (1998). QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua*. 175:20-37.
- Naiman R.J., H. Décamps & M.E. McClain (2005). *Riparia Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities*. Elsevier Academic Press.
- NCh-ISO 17025: (2005). Requisitos para la competencia de los laboratorios de ensayo y calibración. INN-Chile.
- Niemeyer, H. y P. Cereceda (1984). *Hidrografía. Geografía Económica de Chile*. Instituto Geográfico Militar 320 pp. Santiago de Chile.
- Norris R. H. & C. P. Hawkins (2000). Monitoring river health. *Hidrobiología* 435: 5-17.
- OECD (2005). *Evaluaciones del desempeño ambiental CHILE*. Naciones Unidas, CEPAL. 246 pp.
- Palma A., R. Figueroa & V. Ruiz. (2009). Evaluación de ribera y hábitat fluvial a través de los índices QBR e IHF. *Gayana*, 73 (1) 57-63.
- Pardo I, Álvarez M, Casas J, Moreno JL, Vivas S, Bonada N, Alba-Tercedor J, Jaimez-Cuellar P, Moya G, Prat N, Robles S, Suarez ML, Toro M y Vidal-Abarca MR. 2002. El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnética* 3-4: 115-133.
- Parrish J.D.; D.P. Baraun & R.S. Unnasch (2003). Are we conserving what we say we are? Measuring ecological integrity within protected areas. *Bio Science* 53:851-860.
- Poff, N.L Y Allan, J.D. (1997). The Natural Flow Regime. *Bioscience*. Vol.47, nro 11, p. 769-785.
- Prat N. (2002). El Proyecto GUADALMED. *Limnética* 21 (3-4):1-3.
- Protocolo HIDRI (2006). Protocolo para la valoración de la calidad Hidromorfológica de los Ríos. Agencia Catalana del Agua.

- Reynoldson, T. B.; Norris, R. H.; Resh, V. H.; Day, K. E. & Rosenberg, D. M. (1997). The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 16(4): 833-852.
- Roldán, G. (2003). Bioindicación de la calidad del agua en Colombia: Una propuesta para el uso del método BMWP/col. Editorial Universidad de Antioquia. 170 pp.
- Sabando MC y Peñaloza R. (2006). Guía de identificación de Macroinvertebrados Bentónicos de la Zona Central de Chile. ANEXO I, Manual de Evaluación de la Calidad del Agua. SAG, CENMA, U. de Chile. 93 pp.
- Shannon C.E. & W. Weaver (1963). The mathematical theory of communication. The University of Illinois Press, Urbana.
- Suárez. M, M Toro, MR Vidal-Abarca, C Zamora-Muñoz y J Alba-Tercedor. (2002). Protocolo GUADALMED (PRECE). *Limnética* 21 (3-4):187-204.
- Toro M. (2002). Calidad de las aguas de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. Características físico-químicas. *Limnética* 21 (3-4):63-75.
- UICN ( 2006). La Aplicación del Enfoque Ecosistémico en la Gestión de los Recursos Hídricos. Un análisis de estudios de caso en América Latina. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y de los Recursos Naturales. Guerrero E., Otto de Keizer, Rocío Córdoba Guerrero E., Otto de Keizer, Rocío Córdoba. 78 pp
- Vannote, R.L.G, W Mishall, K.W. Cummins, J.R. Sedell & C.E. Cushing (1980). The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aqua. Sci.* 37:130-137.
- Vila I, R Pardo, B Dyer y E Habit. (2006). Peces límnicos: diversidad, origen y estado de conservación. En: Vila I, A Veloso, R Schlatter y C.Ramirez (ed). *Macrófitas y vertebrados de los sistemas límnicos de Chile*, pp: 73-102
- Vivas S., Casas J., Pardo I., Robles S., Bonada N., Mellado A., Prat N., Alba-Tercedor J., Alvarez M., Bravo M., Jáimez –Cuéllar P., P., Suarez M., Toro M., Vidal Abarca M., Zamora-Muñoz C. & Moyá G (2002). Aproximación multivariante en la exploración de la tolerancia ambiental de las familias de macroinvertebrados de ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. *Limnética* 21 (3-4): 149-173.
- Wiens,J.A. (2002). Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology* 47, 501–515

## **CAPÍTULO VII**

### **RESULTADOS**



## **7.1. PROBLEMAS METODOLÓGICOS**

Los problemas metodológicos más relevantes se pueden agrupar en tres sectores: el sistema ambiental, la escala de aplicación y la información disponible.

### **7.1.1. Sistema ambiental**

El sistema ambiental se caracteriza por su complejidad, (ver Fig.31, Cap. V) donde las actividades antrópicas que forman parte de este sistema lo presionan modificando el funcionamiento del sistema fluvial. Los ríos de Chile y los de la cuenca del Limarí están fuertemente impactados históricamente lo que dificulta interpretar resultados. La mayor perturbación del sistema está dado por la disponibilidad de escorrentía superficial, además que el cauce ha sido intervenido por la construcción de un sistema interconectado de embalses, el más grande del país, y las descargas carecen de un manejo relacionado con los flujos de agua de los ríos involucrados. El embalse Recoleta que controla el caudal del río Hurtado (cubre 555ha, con 97 millones de metros cúbicos), el embalse La Paloma es el más grande destinado a regadío y comprende la confluencia del Río Grande y Río Huatulame y el embalse Cogotí que se construyó en la confluencia de los ríos Pana y Cogotí (abarca 850 ha y una capacidad de 150 millones de metros cúbicos). Este sistema interconectado de embalse con su óptica solo para disponibilidad de agua para regadío ha traído alteraciones en variables que recaen en el funcionamiento de los sistemas hídricos ver Fig.13 Cap..II. La componente humana relacionada con la percepción de los actores de interés sobre la importancia de los servicios ecosistémicos del agua para la sustentabilidad de la cuenca, están muy lejos de ser valorados en su justa dimensión. Sólo se percibe que interesa la cantidad de agua para la principal actividad de la cuenca como lo es la agricultura. De tal manera que lo más importante es disponer de agua para regadío, sin embargo esto ocurre sin capacidad de planificación, lo que ha deteriorado varios ecosistemas fluviales. Es posible observar que los ríos bajo embalses están altamente eutroficados y sufren sequías intermitentes, lo que se ha acrecentado con los problemas de cambio climático actuales, hay que considerar que la zona además se localiza en un límite transicional perturbada por disminuciones de sequías hace más de 30 años. El otro aspecto relevante es la integración del hombre como componente de la cuenca formando parte del sistema ambiental. El hombre no se incorpora en el modelo de cuenca, está desintegrado del sistema, por lo que el modelo de transdisciplina (Fig. 18 Cap. III) es un paradigma que hay que discutirlo continuamente

para sensibilizar y concientizar en la valoración de los recursos, en el sentido de la protección de los servicios del agua para el desarrollo potencial de la cuenca.

### **7.1.2. Escala de aplicación**

El segundo tema es la escala espacial para cumplir el objetivo de evaluar la calidad de aguas mediante indicadores biológicos. El paisaje fluvial está compuesto de parches que interactúan entre sí, y la escala local aplicada en el muestreo debería dar cuenta de la heterogeneidad de estos. En este contexto se aplicaron índices que requirieron de muestreos cualitativos y cuantitativos. Fue seleccionado un método semicuantitativo, sin embargo se debe tener la precaución para efectuar las conclusiones, en el sentido de tener en cuenta, que estos son los primeros resultados levantados en la cuenca del Limarí para primavera y verano, sobre fauna bentónica. Se dispone de información parcelada de estaciones de muestreo aisladas, no a nivel de la cuenca completa. Actualmente se están desarrollando otros estudios en la zona que podría en un futuro cercano aportar a establecer comparaciones con los resultados de esta tesis, tendientes a conocer la variabilidad del sistema, con la salvedad que las presiones antrópicas podrían ser las variables forzantes de los cambios que podrían reflejar los resultados de la bioindicación. También otro tema directamente relacionado con la heterogeneidad del sistema a nivel local es la dificultad del cálculo del número de réplicas para un muestreo biológico cuantitativo, sin información previa.

### **7.1.3. Información**

El tercer problema es la falta de información para aplicar el método de bioindicación. En primer lugar se requieren estaciones control, o de referencia o mínimamente perturbada. Esta se define como una localidad sin perturbaciones humanas con valores físicos y químicos, hidromorfológicos y biológicos correspondientes a estaciones no perturbadas, con concentraciones de contaminantes cercanas a cero, esto permite comparar el porcentaje de cambio respecto a otros sitios (Bonada *et al.*, 2002). Este fue un problema, detectar sitios de bajo nivel de perturbación, para poder cumplir el requisito de "referencia". Por lo mencionado anteriormente, los sistemas fluviales están en su mayoría intervenidos en la cuenca hidrográfica del Limarí. El criterio usado para resolver este problema fue



elegir estaciones que representaran una mínima perturbación en comparación con los ríos muestreados. Por otro lado para establecer comparación entre las estaciones de muestreo y referencia estas deben pertenecer a la misma tipología, sin embargo este tema aún es parte de estudios en el país. Para esta tesis se tomaron las tipologías de un último estudio de CONAMA, pero en esta clasificación no fueron incorporadas variables climáticas, tales como precipitaciones. Como se trató de una sola cuenca sin necesidad de comparaciones, se usaron los datos de esta tipología, también se usó la clasificación de Niemeyer que considera la variable climática, donde Limarí corresponde a la zona hidrológica semi árida, y además se elaboró una base de dato con variables hidromorfológicas y actividades antrópicas ante la falta de información de la zona, para establecer estaciones de mínima perturbación. Otro tema es la escala espacial local, los ríos que drenan la vertiente occidental como lo son los del Limarí a lo largo del eje longitudinal presentan alta variabilidad de pendientes, estos influyen en cambios de las condiciones hidráulicas del sistema, por lo que es esperable que naturalmente cambie la estructura de comunidades en respuesta a la variable hídrica (Poff & Allan,1997).

- Para la aplicación de algún índice dada la heterogeneidad del sistema y las particularidades de este es adecuado determinar los puntajes de tolerancia a escala local. Sin embargo actualmente falta una base de dato suficiente para establecer asociación entre la biota y variables físicas y químicas, lo que es relevante para determinar niveles de sensibilidad y fijar un puntaje de tolerancia para el cálculo de índices bióticos.

- El tiempo requerido para el muestreo cuantitativo es un factor limitante en tiempos de costo estimado y tiempo requerido para identificar cada muestra, si se quiere aplicar a la Gestión hídrica. Sin embargo en las actuales condiciones es necesario para la evaluación de sistemas dada la falta de información pues son los primeros avances en el uso de criterios biológicos para evaluar la calidad de agua.

En general se ha recomendado el uso de macroinvertebrados bentónicos a nivel de familia para la gestión del recurso hídrico, esto sin embargo aloja una incertidumbre pues el nivel taxonómico aplicado es “familia” lo que pudiese resultar poco sensible a cambios menos drásticos en la calidad de agua no siendo posible su utilidad como de “alerta temprana”. Por ejemplo una familia puede estar compuesta por varios géneros que responden a distintos rangos ambientales. De ahí la

importancia de levantar mayor información en los distintos ríos de esta cuenca, que con la posibilidad de contar con una NSCA será factible de satisfacer.

Dado los problemas metodológicos planteados también es importante considerar lo valioso de la información generada en esta tesis para fortalecer la información a futuro para la gestión hídrica del Limarí, lo cual es relevante dada su importancia agrícola. Hoy en día está en tramitación denominar a la desembocadura del río Limarí como sitio Ramsar (conservación biodiversidad), que es la Convención relativa a los Humedales de Importancia Internacional especialmente como Hábitats de Aves Acuáticas (SEREMI, Medio Ambiente, Cuenta Pública, 2012), y está pronosticado ser una de las cuencas piloto en el ámbito agroalimentario.

## **7.2. CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL DE LA CUENCA**

### **7.2.1. Área de estudio.**

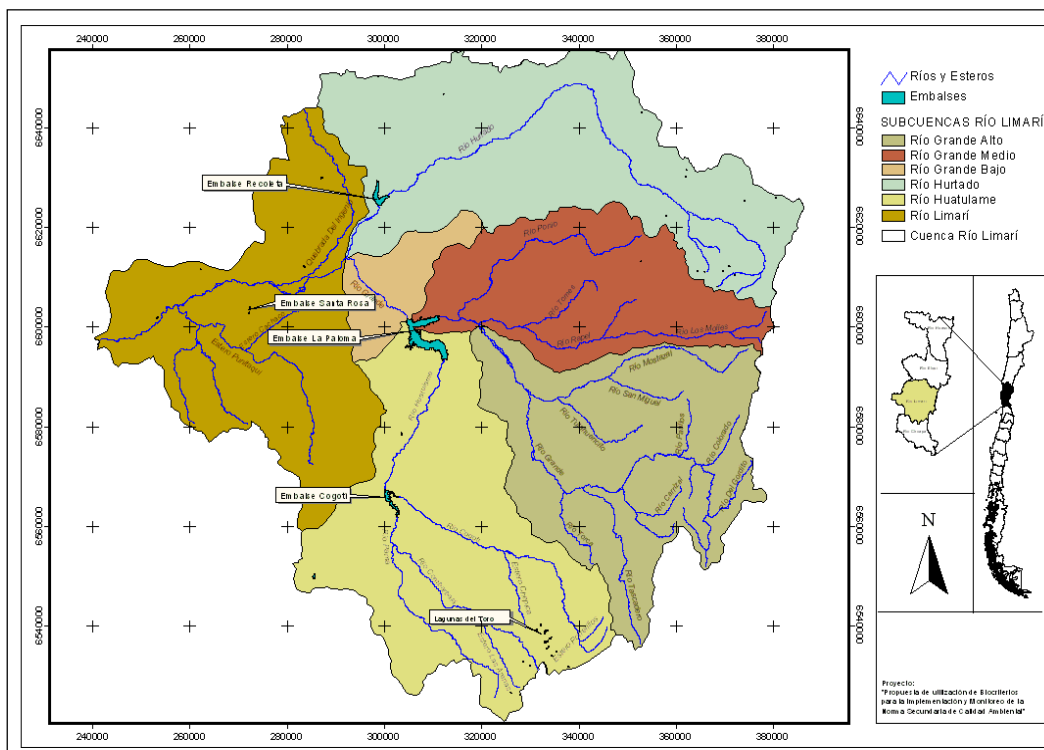
La cuenca hidrográfica del río Limarí está ubicada en la provincia del Limarí, región de Coquimbo, entre las latitudes 30°15' y 31°20' Sur. Es una cuenca de tipo exorreica, abarca un área de aproximadamente 11.700 Km<sup>2</sup>, dividida en 6 subcuencas asociadas a los cauces principales especificados en la Tabla 31, su distribución se indica en la Figura 40.

Tabla 31. Subcuencas y cauces asociados, cuenca del Río Limarí

Subcuenca	Cauce principal	Tributarios y/o asociados
1. Río Hurtado	Río Hurtado	
2. Río Grande	Río Grande	Ríos Tascadero y Mostazal
3. Río Grande Medio	Ríos Rapel y Los Molles	
4. Río Huatulame	Ríos Huatulame y Pama	Ríos Cogotí y Combarbalá
5. Río Grande Bajo	Río Grande	
6. Río Limarí	Río Limarí	Esteros Punitaqui y El Ingenio

Fuente: DGA – CADE – IDEPE, 2004.

Figura 40. Cuenca Limarí. (Niemeyer & Cereceda, 1994)



Fuente: Elaboración propia basado en DGA – CADE – IDEPE, 2004.

## 7.2.2. Clima

La cuenca se encuentra bajo la influencia de un clima semiárido con escasez de precipitaciones, durante nueve meses del año presenta déficit hídrico y en general se pueden distinguir tres tipos climáticos:

- Semiárido con nublados abundantes, a lo largo del sector costero.
- Semiárido templado con lluvias invernales, situado en el valle del río Limarí.
- Semiárido frío con lluvias invernales asociado a la Cordillera de Los Andes por sobre los 3.000 metros de altitud.

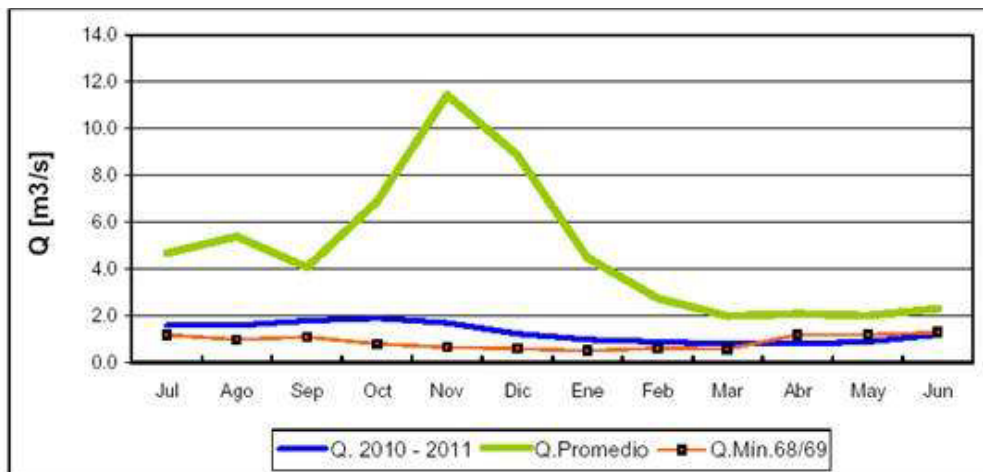
Los ríos presentan un régimen nivo-pluvial, los afluentes de la parte alta de la cuenca poseen un régimen nival, y los cursos fluviales de la parte baja de la cuenca un régimen pluvial, como también se observan de régimen mixto. Por ejemplo de régimen nival son la mayoría de sus afluentes y subafluentes de importancia, como los ríos Hurtado, Los Molles, Grande, Mostazal, Tascadero, Cogotí, Combarbalá y Pama. El régimen nivo – pluvial se observa en la parte baja del río Grande, del Cogotí y del Limarí. Los regímenes basados en la información de las estaciones fluviométricas vigentes de la DGA se indican en la Tabla 32 y un ejemplo del régimen de caudales se puede observar en la Fig.41.

Tabla 32. Régimen Hidrológico de estaciones fluviométricas vigentes.

	Régimen	Nombre Estación
1	Nival	Río Mostazal en Cuestecita
2		Río Los Molles en Ojos de Agua
3		Río Tascadero en Desembocadura
4		Río Cogotí en Fragüita
5		Río Combarbalá en Ramadillas
6		Río Hurtado en San Agustín
7		Río Grande en Cuyano
8		Río Grande en Las Ramadas
9		Río Hurtado en Angostura de Pangué
10		Río Rapel en Junta
11		Mostazal en Carén
12		Río Pama en Valle Hermoso
13	Nivo-Pluvial	Río Cogotí en entrada embalse Cogotí
14		Río Grande en Puntilla San Juan
15		Río Limarí en Panamericana
16	Mixto	Río Huatulame en el Tome
17	Pluvial	Estero Punitaqui antes junta Río Limarí

Fuente: DGA, 2004, revisado. 2011.

Figura 41. Caudal (m<sup>3</sup>/s) año 2010-2011 de estación río Grande en Las Ramadas.



Fuente: Información estaciones fluviométricas, DGA 2011.

### 7.2.3. Geomorfología

La cuenca se caracteriza por la presencia de cordones montañosos que dan origen a valles transversales, se encuentra dentro de la segunda agrupación regional de las Planicies Litorales y Cuencas del Sistema Montañoso Andino costero. El sistema Andino-Costero, se caracteriza por una compleja orografía que vincula la Cordillera de los Andes, Depresión Intermedia y Cordillera de la Costa.

La cuenca fue clasificada en suhidromorfología por sus componentes geográficas, morfológicas y geológicas, en la Zona Hidromorfológica 2, (CONAMA-Aretech 2009), la cual se describe en la Tabla 33.

Tabla 33. Clasificación hidromorfológica, cuenca del río Limarí

Grupo	Tipo	Descripción
Grupo 1	Región de valles 2	Ubicada en la depresión intermedia. La Geología es caracterizada por rocas intrusivas, formaciones volcano-sedimentarias y detríticas compactas. Poseen aguas de baja mineralización.
Grupo 2	Región de valles 1	Se localiza desde la desembocadura hacia el interior, siguiendo los cauces principales de la cuenca. Se encuentran en las zonas bajas de las cuencas, con baja pendiente. Son los segmentos de menor recorrido y menor área de drenaje. Se encuentran compuestos, principalmente, por rocas intrusivas, volcánicas, formaciones detríticas sueltas y formaciones volcano-sedimentarias. Poseen aguas más mineralizadas que la región de valles 2.

Grupo	Tipo	Descripción
Grupo 3	Región Andina 1	Localizadas generalmente en las áreas orientales de las cuencas, con mayor altitud y pendiente. Son los segmentos con mayor recorrido y mayor área de drenaje. Compuesta principalmente por rocas intrusivas, volcánicas y formaciones volcano-sedimentarias. Aguas poco mineralizadas.
Grupo 4	Región andina 2	Se encuentra en zonas cordilleranas y precordilleranas; antepuestas a la región andina 1. Su composición geológica es principalmente de rocas intrusivas, volcánicas y formaciones volcano-sedimentarias. Las aguas son de mineralización baja.

Fuente : CONAMA-Aretech 2009

#### 7.2.4. Suelo

En la parte central de la cuenca del río Limarí predomina el tipo de suelo pardocalcáico de pH neutro o ligeramente alcalino. En el fondo de los valles y sus terrazas aledañas se desarrollan suelos donde la salinidad no tiene carácter restrictivo, representando un buen potencial desde el punto de vista agrícola. Predominan los limos y sedimentos recientes en contraposición a los suelos de las terrazas superiores, que son más arcillosos. Los suelos que se han formado en las terrazas más bajas y en la caja del río Limarí, son poco evolucionados, de reducida profundidad y presentan limitaciones para el cultivo a causa de su baja fertilidad natural, siendo el nitrógeno el elemento crítico.

#### 7.2.5. Actividades económicas y uso de los recursos de la cuenca

En esta cuenca se concentra el 48% de la superficie agrícola regional y un 70% de las exportaciones regionales (Gutiérrez, 2007). La población urbana se concentra mayoritariamente en la ciudad de Ovalle, ubicada en la ribera norte del río Limarí, próxima a la confluencia de los ríos Grande y Hurtado.

El uso del suelo de tipo agrícola es un 7 % de la superficie total de la cuenca., y se presentan principalmente en el valle del Río Limarí en el sector de la ciudad de Ovalle.El uso de suelo para ganadería es de tipo extensivo y abarca zonas de praderas naturales, en invierno se localiza en las zonas medias de las cuencas,y desde noviembre hasta abril inclusive se dan las llamadas veranadas, donde el ganado hace uso de las parte altas de la cuenca y de las subcuencas del Limarí.

La actividad forestal no tiene una importancia económica relevante y no existen plantaciones arbóreas. Sin embargo, por el deterioro de las poblaciones vegetales, por un mal manejo extractivo del recurso, se han desarrollado una serie de programas gubernamentales de reforestación y conservación de suelos, bajo el Decreto Ley 701, con el objetivo de recuperación ambiental del secano de la región de Coquimbo. La Tabla 34 describe la distribución sectorial de empresas por comuna (%) (Espejo, 2010).

Tabla 34. Distribución porcentual sectorial de empresas por comuna

Tipo industria	Punitaqui (%)	Combarbalá (%)	Monte Patria (%)	Ovalle (%)	Río Hurtado (%)	Total (%)
Agricultura	40	40	43	19	53	32
Minería	3	3	0	1	45	3
Industria	1	1	1	3	1	2
Electricidad	-	-	1	0	1	1
Construcción	1	1	2	2	1	7
Comercio	26	26	31	44	27	39
Transporte	4	4	3	6	2	4
Finanzas	2	2	2	4	1	2
Servicios	4	4	1	6	-	3
Otros	19	19	17	15	9	14

Fuente: Programa territorial Integrado (PTI), 2005.

### Áreas Silvestres Protegidas (SNASPE)

Las áreas bajo protección oficial pertenecientes al Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas por el Estado (SNASPE) emplazadas en la cuenca, son el Parque Nacional Fray Jorge y Monumento Natural Pichasca, con una superficie de 10.087 ha. Según la estrategia Regional y Plan de Acción de la Biodiversidad IV Región de Coquimbo", los sitios prioritarios de conservación de biodiversidad son: El Durazno – El Quillay – Valle Hermoso y Cuesta El Espino.

### Asentamientos Humanos

La cuenca del río Limarí se encuentra dentro de la provincia del Limarí, abarcando aproximadamente un 70% de la superficie de la provincia, según el CENSO realizado en el año 2002, cuenta con cinco comunas y una población total de

156.158 personas, de las cuales 96.239 corresponden a población urbana (62%) y 59.919 (38%) corresponden a población rural (INE, 2002). Abarca las comunas de Río Hurtado, Monte Patria, Punitaqui, Combarbalá y Ovalle, la última también ciudad principal y capital provincial del Limarí (Tabla 35).

Tabla 35. Antecedentes comunales de la Provincia del Limarí.

Comuna	Superficie (Km <sup>2</sup> )	Población Urbana	Población Rural	Nº total habitantes	Densidad Poblacional (Hab/Km <sup>2</sup> )
Ovalle	3.834,5	73.790	24.299	98.089	25,6
Río Hurtado	2.117,0	0,0	4.771	4.771	2,3
Punitaqui	1.339,0	3.615	5.924	9.539	7,1
Monte Patria	4.366,0	13.340	16.936	30.276	6,9
Combarbalá	1.895,9	5.494	7.989	13.483	7,1

Fuente: DGA/CENMA, 2004

### Uso del recurso hídrico superficial

Las aguas de la cuenca del Río Limarí presenta tanto usos extractivos como no extractivos.

#### Usos no extractivos

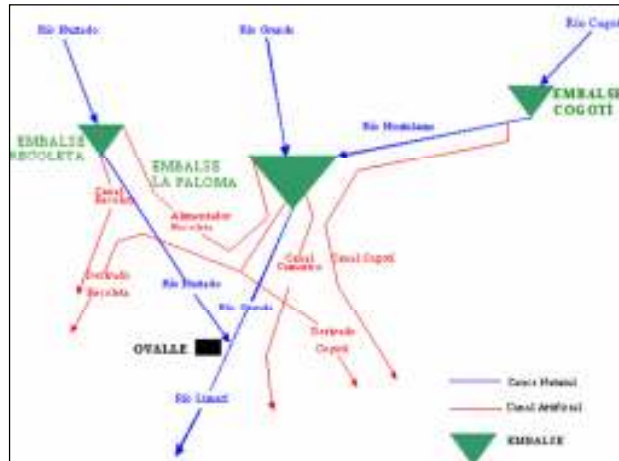
- Zonas de esparcimiento y de recreación.
- Pesca deportiva principalmente en la desembocadura del Río Limarí.
- Acuicultura extensiva y semintensiva, concentrada en el camarón de río.
- Ambientes hídricos para el sustento de flora y fauna dulceacuícola.
- Uso hidroeléctrico en Central Los Molles de ENDESA, que aprovecha las aguas del río Los Molles con un caudal de diseño de 1,86 m<sup>3</sup>/s.

#### Usos extractivos de agua:

- **Riego:** Existen tres embalses con fines de regadío: Cogotí, Recoleta, y La Paloma, el conjunto de estos conforman el "Sistema Paloma", que beneficia una superficie de riego de 51.325 ha (Aravena, 2005 en Gutiérrez, 2007). El volumen de agua almacenado es de aproximadamente 1.000 millones de m<sup>3</sup> y permite una regulación estacional e interanual del recurso, con una seguridad de suministro del 85% (MOP, 2002) por cuatro años. Es el sistema de riego más grande de Chile y segundo en importancia para América del Sur (Gutiérrez, 2007).



Figura 42. Representación de la Red de embalses “Sistema Paloma”.



Fuente: DGA/CENMA 2004

- **Captación para agua potable:** Las demandas brutas y netas de agua potable al año 1997 alcanzaban los 163,4 l/s y 114,8 l/s, respectivamente. Las dos fuentes superficiales de agua potable son el río Combarbalá y la parte alta del Río Limarí, la principal fuente de agua potable para los comités de agua rural son pozos o norias.
  
- **Actividad industrial:** Las demandas de agua para uso industrial, principalmente para la producción de pisco, alcanzaban en 1996 aproximadamente los 31 L/s. La planta más importante se ubica en Río Grande, entre el embalse La Paloma y la confluencia con el Río Hurtado.
  
- **Actividad minera:** La superficie de la cuenca para la actividad minera es menor a 156,25 ha y corresponde al uso de las instalaciones como trapiches, plantas de beneficio de minerales, oficinas asociadas y ocupación por depósitos masivos de estériles y relaves de las explotaciones mineras de la cuenca. En la actualidad, el 3% de la demanda de agua para minería, se realiza sobre recursos hídricos superficiales, los derechos de aguas han sido otorgados a empresas; tales como Sociedad Minera Montes Grandes y Compañía Minera Punitaqui, que extraen del río Mostaza y Estero Punitaqui respectivamente.

En la tabla 36 se muestra un resumen de los usos del recurso hídrico por río.

Tabla 36. Usos de aguas en los cauces de la cuenca del río Limarí

Cauce	Usos In-situ		Usos Extractivos				
	A	B	C	D	E	F	G
Río Hurtado			*				
Río Los Molles			*		*		
Río Rapel			*				
Río Mostazal			*				*
Río Grande			*				
Río Tascadero			*			*	*
Río Cogotí			*				
Río Combarbalá			*	*			
Río Pama			*				
Río Guatulame			*				
Estero Punitaqui			*			*	*
Río Limarí			*	*			

A: Acuicultura; B: Pesca deportiva, recreativa; C: Riego; D: Captación agua potable;

E: Hidroelectricidad; F: Actividad Industrial; G: Actividad Minera.

Fuente Elaboración propia, basado en Cade Idepe, 2004

### 7.3. Áreas de Vigilancia para la cuenca del Limarí según Anteproyecto NSCA

#### 7.3.1. Caracterización de las Áreas de Vigilancia

Las áreas de vigilancia de la cuenca del Río Limarí, la conforma una red hidrográfica de cursos de agua de variado caudal y regímenes hidrológicos, agrupados en seis subcuencas, las cuales están indicadas en la propuesta de anteproyecto de norma secundaria de calidad ambiental (NSCA), CONAMA, 2007, mostradas en la Figura 43.

La subcuenca del río Grande, considerada ser la más importante en magnitud, el río recorre aproximadamente unos 155 Km. desde su nacimiento hasta la confluencia con el Río Hurtado, con un área de aproximada de 4.000 Km<sup>2</sup>. Esta área a su vez se subdivide en tres subcuencas: Río Grande Alto, Grande Medio y Grande Bajo, con 2.190 Km<sup>2</sup>, 1.497 Km<sup>2</sup> y 374 Km<sup>2</sup>, respectivamente. Posee importantes afluentes, entre los que se encuentran los ríos del Gordito, Tascadero, Ponio, Mostazal y Rapel, estos dos últimos incluidos dentro de las áreas de vigilancia del Anteproyecto de NSCA (en revisión; CONAMA, 2009). En este tramo también se encuentra el embalse La Paloma, con una capacidad de almacenar 750 millones de m<sup>3</sup> de agua.

La subcuenca del río Hurtado en dirección norte, recorre 160 Km y drena una hoya de 2.665 Km<sup>2</sup>. No posee afluentes de importancia, pero se encuentra el embalse Recoleta con una capacidad de almacenar 100 millones de m<sup>3</sup> de agua. Por la ladera norte del río Hurtado a unos 45 Km. de la ciudad de Ovalle y entre los poblados de Samo Alto y San Pedro, se encuentra el Monumento Natural de Pichasca como parte del Sendero de Chile (20 Km, de sendero). Esta es un área protegida de gran importancia arqueológica y paleontológica.

La subcuenca del río Huatulame, de orientación sur, drena una hoya de 2.619 Km<sup>2</sup>. Se origina en la naciente de los ríos Combarbalá, Pama y Cogotí. El río Pama recorre aproximadamente unos 62 Km. y, posterior a la confluencia con el río Cogotí, desagua al embalse del mismo nombre. El río Combarbalá también desagua sus aguas al embalse Cogotí y junto al río Cogotí, ambos se encuentran incluidos en las áreas de vigilancia del Anteproyecto de NSCA (CONAMA, 2009). El río Huatulame tiene un recorrido de aproximadamente 40 Km. Se origina en la desembocadura del embalse Cogotí, que tiene una capacidad de almacenar 150 millones de m<sup>3</sup> de agua, y en la entrada del embalse La Paloma. El embalse La Paloma tiene una capacidad de almacenar 750 millones de m<sup>3</sup> de agua, considerándose el embalse de mayor magnitud a nivel nacional.

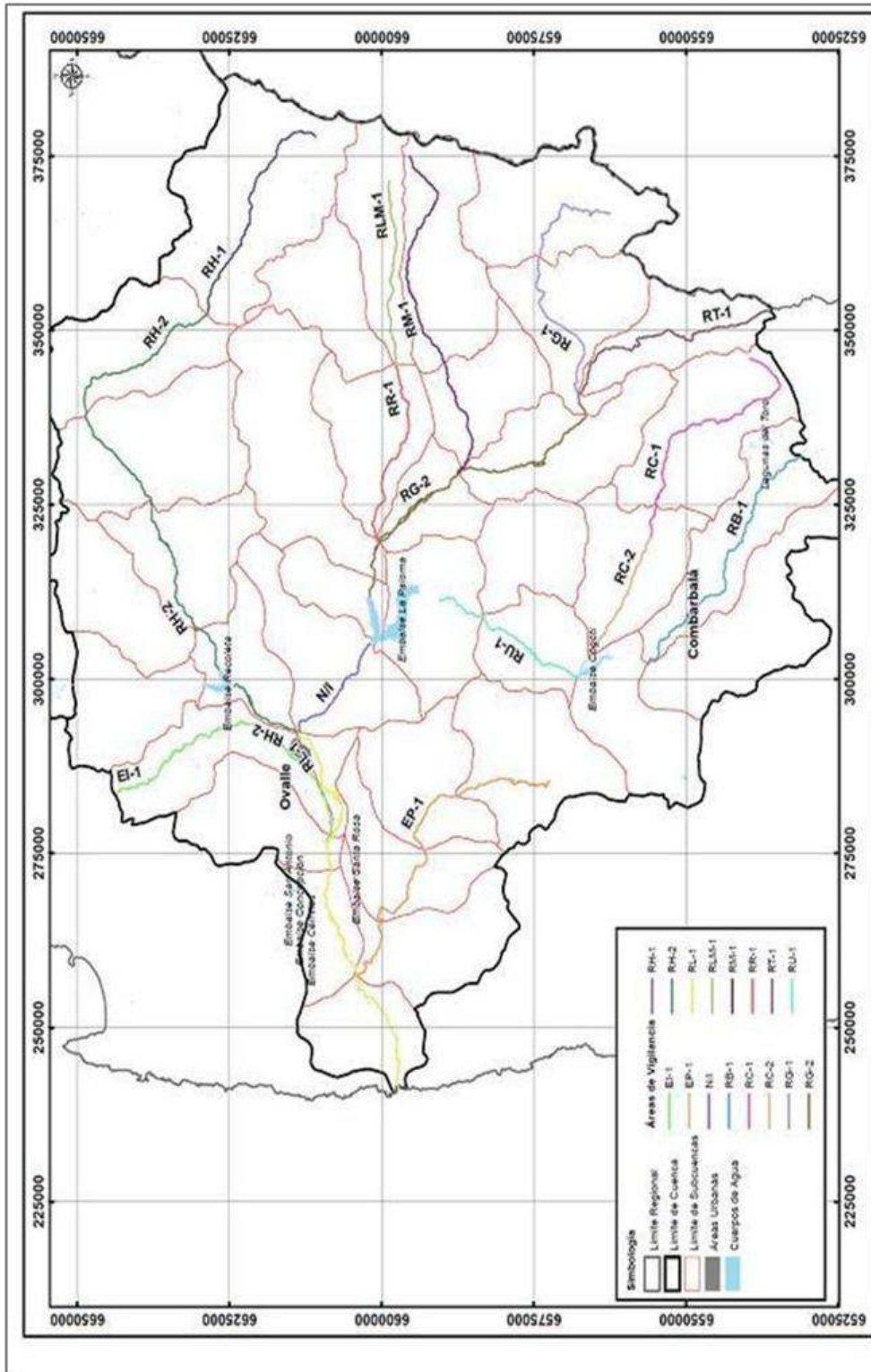
El río Limarí nace de la confluencia de los ríos Hurtado y Grande, a unos 3 Km. al oriente de la ciudad de Ovalle, capital provincial del Limarí. La subcuenca del río Limarí drena una hoya de 2.349 Km<sup>2</sup> y desde su origen hasta la desembocadura en el océano Pacífico, recorre aproximadamente unos 100 Km. Sus principales tributarios son por el norte el Estero El Ingenio y desde el sur el estero Punitaqui, ambos incluidos en las áreas de vigilancia del Anteproyecto de NSCA (CONAMA, 2009). En la Tabla 37 se describen las áreas de vigilancia indicadas en la Figura 45.

Tabla 37. Áreas de Vigilancia del Anteproyecto de Norma Secundaria de Calidad Ambiental.

Cauce	Área vigilancia	Límites Área de Vigilancia	Coordenadas UTM	
			N	E
Estero Punitaqui	EP-1	De: Naciente Estero Punitaqui	6572769	285449
		A: Estación Calidad Estero Punitaqui antes junta Río Limarí	6604550	257266
Río Cogotí	RC-1	De Naciente Río Cogotí	6540280	346289
		Hasta: Estación Calidad Río Cogotí en Fragueta	6556453	320265
	RC-2	De: Estación Calidad Río Cogotí en Fragueta	6556453	320265
		Hasta: Entrada Embalse Cogotí	6566038	304144
Río Combarbalá	RB-1	De: Naciente Río Combarbalá	6538578	333130
		Hasta: Confluencia Río Pama	6555152	300192
Río Grande	RG-1	De: Naciente Río Grande	6570662	368487
		Hasta: Confluencia Río Tascadero	6568088	340659
	RG-2	De: Confluencia Río Tascadero	6568088	340659
		Hasta: Estación de calidad Río Grande en Puntilla San Juan	6602026	316428
Río Huatulame	RU-1	De: Salida Embalse Cogotí	6566038	304144
		Hasta: Río Huatulame en el Tome	6590858	311833
Río Hurtado	RH-1	De: Naciente Río Hurtado	6614668	378745
		Hasta: Estación Calidad Río Hurtado en San Agustín	6628984	352520
	RH-2	De: Estación Calidad Río Hurtado en San Agustín	6628984	352520
		Hasta: Confluencia Río Grande	6613712	292313
Río Limarí	RL-1	De: Confluencia Ríos Hurtado y Grande	6613712	292289
		Hasta: Desembocadura	6597589	241364
Río Mostazal	RM-1	De: Naciente Río Mostazal	6593687	373192
		Hasta: Confluencia Río Grande	6586360	328143
Río Rapel	RR-1	De: Estación Calidad Río Rapel en el Palomo	6598075	345100
		Hasta: Confluencia Río Grande	6613712	292313
Estero El Ingenio	EI-1	De: Naciente Estero el Ingenio	6641992	282281
		Hasta: Confluencia Río Limarí	6607527	274954

Fuente: Anteproyecto NSCA, CONAMA 2009

Figura 43 Área de Vigilancia, Cuenca Limarí según NSCA





### 7.3.2 Antecedentes antrópicos por área de vigilancia

En la Tabla 38 se resumen las actividades antrópicas por área de vigilancia, que históricamente han ejercido presión sobre la cuenca en las áreas de vigilancia propuestas.

Tabla 38. Actividades antrópicas por área de vigilancia.

Cauce	Área Vigilancia	Antecedentes ambientales
Estero Punitaqui	EP-1	Poblado: Punitaqui (aguas servidas) Ganadería Agricultura Minería: Compañía Minera Punitaqui (depósitos estériles y RILes). Usos del agua: Regadío.
Río Cogotí	RC-1	Minería: Depósitos de estériles mineros y RILes Agricultura: frutales Ganadería Biodiversidad: Sitio de interés "Cuesta El Pino" Uso del agua: Regadío
	RC-2	Minería: Depósitos de estériles mineros (depósitos estériles y RILes). Agricultura Ganadería. Uso del agua: Regadío
Río Combarbalá	RB-1	Poblado: Combarbalá Agricultura intensiva: vides, mandarinos y nogales Ganadería a pequeña escala: caprinos, veranadas. Minería y pequeña minería: Oro y cobre Artesanía en base a combarbalita. Biodiversidad: Bosque Nativo Sitio de interés: El Durazno-El quillay-Valle Hermoso. Uso del agua: Regadío. Planta de tratamiento de aguas servidas. Captación de aguas superficiales
Río Grande	RG-1	Ganadería: veranadas de caprinos y bovinos. Agricultura: Terrenos reducidos. Uso del agua: Regadío.
	RG-2	Poblado: Ciudad de Monte Patria. Minería: depósitos estériles, drenajes y RILes mineros Agricultura: plaguicidas y fertilizantes. Ganadería Usos del agua: Regadío; Embalse La Paloma Aguas servidas, Descargas ESSCO.
Río Huatulame	RU-1	Poblado Chañaral Alto. Minería: Depósitos estériles y RILes mineros Usos del agua: Regadío: Embalse La Paloma y Cogotí Posiblemente contaminación por aguas servidas, Tratamiento de aguas servidas: lodos activados y lagunas aireadas.
Río Hurtado	RH-1	Poblado: Quebradillas. Agricultura: plaguicidas y fertilizantes Ganadería Usos del agua: Regadío. Aguas servidas.

Cauce	Área Vigilancia	Antecedentes ambientales
	RH-2	<p>Poblados: Santo Almo y Chañar.            Uso del agua: Regadío.            Minería: Cobre y Plata            Depósitos estériles y RILes mineros            Ganadería: caprina a pequeña escala            Agricultura: Vid pisquera y de mesa, cultivos de paltos, cítricos, empastadas y huertos caseros            Biodiversidad: Monumento Natural Pichasca.            Industrias: Incipiente planta vitivinícola.            Usos del agua: Regadío, Embalse Recoleta.            Aguas servidas.</p>
Río Limarí	RL-1	<p>Minería: depósitos y RILes mineros            Agricultura.            Ganadería.            Recarga por acuífero            Usos del agua: Regadío.            Captación de agua potable superficial            Posible contaminación por plaguicidas y fertilizantes.            Eutrofización bajo Embalse Recoleta.</p>
		<p>Minería.            Agricultura: Uso de praderas y matorrales            Uso del agua: Regadío.</p>
		<p>Agricultura: Uso de praderas y matorrales.            Uso del agua: Regadío</p>
		<p>Poblados: Limarí y La Torre, Ciudad de Ovalle.            Minería: Minera Punulcillo; Planta de flotación de cobre, oro y plata.            Depósitos y RILes mineros            Agricultura: Frutales y viñedos            Plaguicidas y fertilizantes            Ganadería.            Recarga por acuífero            Biodiversidad: Parque Nacional Fray Jorge            Usos del agua: Regadío.            Aguas servidas.</p>
Río Mostazal	RM-1	<p>Poblados: El Maitén y El Maqui.            Agricultura: plaguicidas y fertilizantes            Ganadería.            Minería: Sociedad Legal Minero Montes Grandes.            Usos del agua: Regadío.            Aguas servidas.</p>
Río Rapel	RR-1	<p>Agricultura            Ganadería            Usos del agua: Regadío.            Central Hidroeléctrica Los Molles.            Posible contaminación por plaguicidas y fertilizantes.</p>
Estero El Ingenio	EI-1	<p>Poblados            Minería: Dos plantas procesadoras de metales.            Agricultura, Usos del agua: Regadío.            Aguas residuales sin planta de tratamiento.</p>

Fuente: Elaboración propia basado en DGA/Cade Idepe (2004).



### **7.3.3 Mapas temáticos de áreas de vigilancia**

#### ***Naturalidad del Tramo***

La subcuenca del Río Hurtado la estación de mayor altura RH-1 presentó un nivel de naturalidad por sobre el 80 % de uso natural., disminuyendo hacia aguas abajo por un aumento del uso agrícola, como lo es en las estaciones RH2A y RH-2B. La subcuenca del Río Grande con un nivel de naturalidad por sobre el 70 % y de uso agrícola, aumentando hacia aguas abajo en las estaciones RG2A y RG 2 B. De la subcuenca del Río Grande el tramo correspondiente al Río Rapel presentó un uso agrícola mayor al 50 % y un nivel de naturalidad menor a los otros cauces. Para la subcuenca Huatulame los ríos cogotí y Combarbalá presentaron un alto nivel de naturalidad, sin embargo el Huatulame resultó ser el más impactado por actividad agrícola. Para la subcuenca del río limarí el nivel fue menor para los tramos correspondiente a los tributarios Estero Ingenio y Punitaqui.

Se muestran los mapas temáticos elaborados para describir las áreas de vigilancia en la Figura 44 Mapa de uso de Suelo y Figura 45 Mapa de uso Asociado.

Figura 44. Mapa de uso de suelo de la cuenca de Limarí

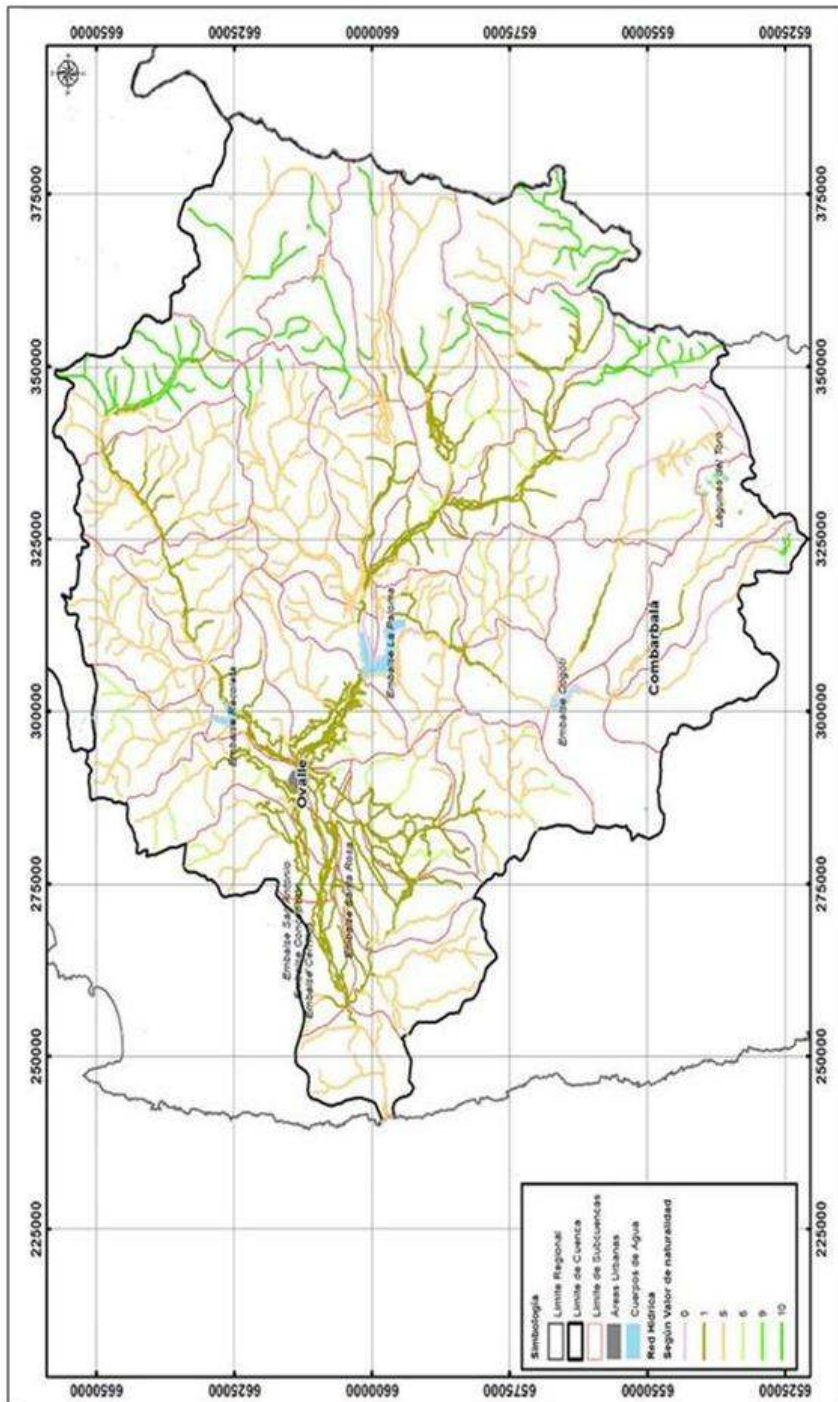
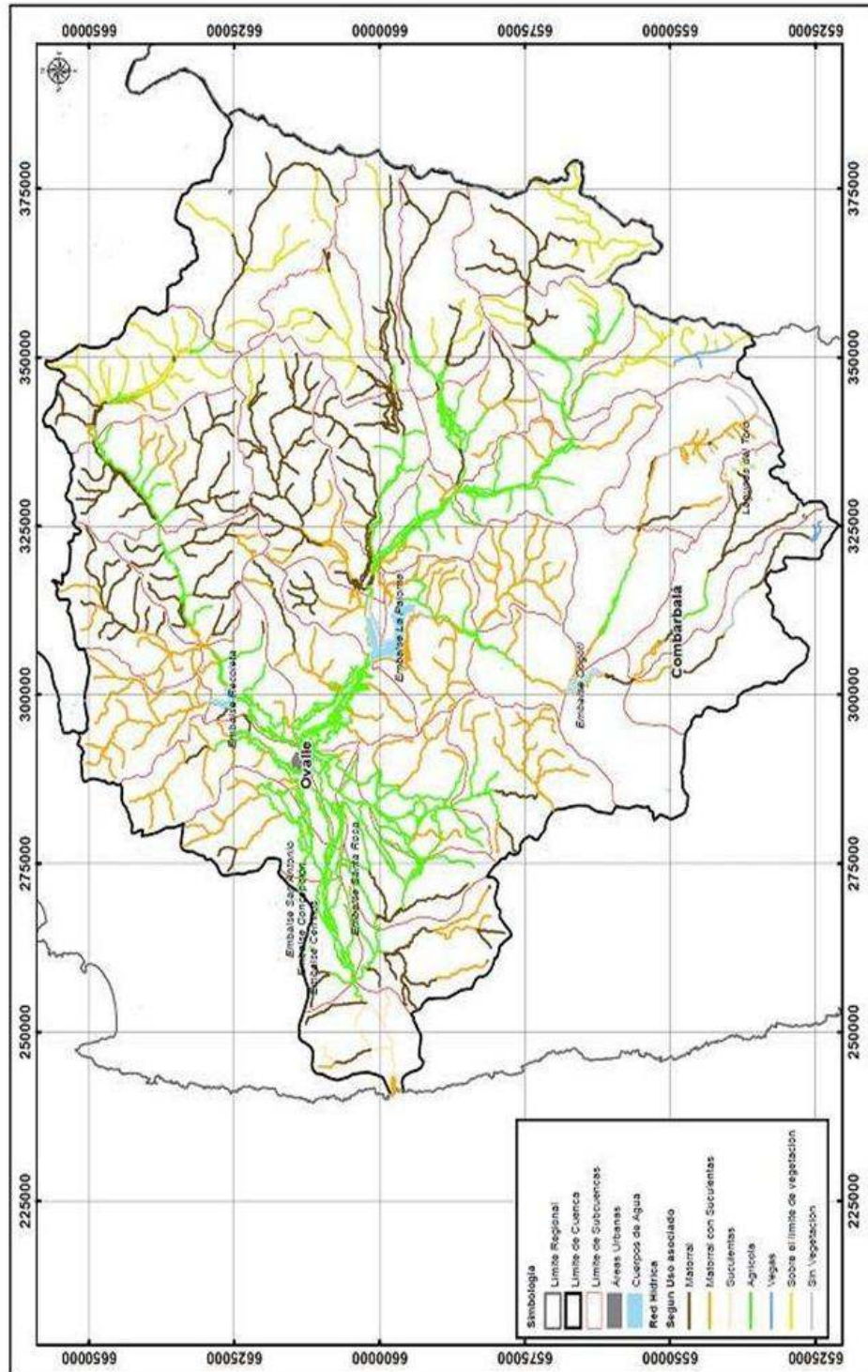


Figura 45. Mapa de Uso Asociado



#### 7.4. Antecedentes físico y químico de la calidad del agua por área de vigilancia

Se recopiló información de estudios y base de dato de localidad de agua superficial de la cuenca, que se indican a continuación:

- Base de dato histórico de programa de monitoreo de la calidad de agua superficial, de la Dirección General de Agua (DGA), reconocida ser la más antigua y mayor del país.
- Estudio INNOVA-CORFO que incluye información de Espejo (2010).

##### 7.4.1. Calidad del agua superficial según base de datos DGA

La información recopilada fue de las estaciones de calidad de agua superficial DGA que pueden ser asociadas a las áreas de vigilancia. La Dirección General de Aguas (DGA) posee estaciones de calidad de agua y fluviométricas en la cuenca del Limarí. En la Tabla 39 se describen las estaciones por área de vigilancia indicando las que están vigentes y suspendidas, su distribución se muestra en la Figura 46.

Tabla 39. Estaciones de Calidad de agua DGA, por área de vigilancia

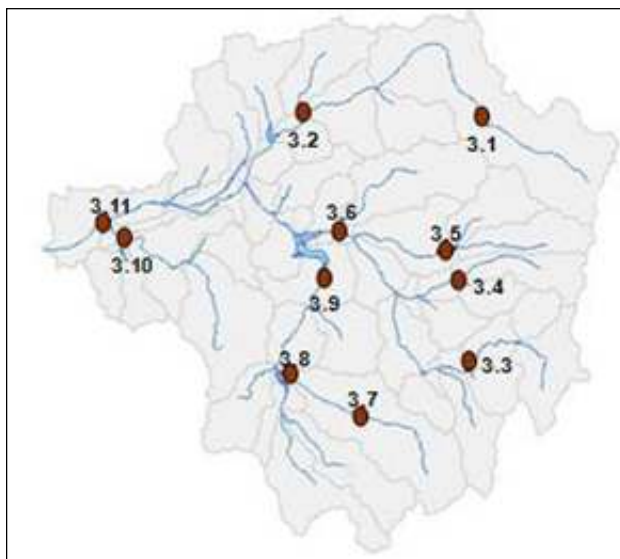
(C: estaciones de calidad de agua; F: estaciones fluviométricas).

Cauce	Área Vigilancia	Límite Tramo	Estaciones DGA
Estero Punitaqui (EP)	EP-1	De: Naciente E.P. Hasta: Estación Calidad E.P. antes junta Río Limarí	1. Estero Punitaqui en Punitaqui 2. Estero Punitaqui antes junta Río Limarí (C y F, vigentes)
Río Cogotí	RC-1	De Naciente Río Cogotí Hasta: Estación Calidad Río Cogotí en Fragueta	1. Estación Calidad Río Cogotí en Fragueta (C y F, vigentes)
	RC-2	De: Estación Calidad Río Cogotí en Fragueta Hasta: Entrada Embalse Cogotí	1. Río Cogotí entrada embalse Cogotí (C y F, vigentes)
Río Combarbalá	RB-1	De: Naciente Río Combarbalá Hasta: Confluencia Río Pama	1. Río Combarbalá en Ramadillas (C y F, vigentes)
Río Grande	RG-1	De: Naciente Río Grande Hasta: Confluencia Río Tascadero	1. Río Grande en las Ramadas (C y F, vigentes)
	RG-2	De: Confluencia Río Tascadero Hasta: Estación calidad Río	1. Río Grande en Puntilla San Juan (C y F, vigentes)

Cauce	Área Vigilancia	Límite Tramo	Estaciones DGA
		Grande en Puntilla San Juan	
	Tramo no incluido en NSCA RG 3	De: salida embalse La Paloma Hasta: confluencia Río Hurtado (Inicio Río Limarí)	2. Río Grande en Paloma 1 (C y F, suspendidas)
Río Huatulame	RU-1	De: Salida Embalse Cogotí Hasta: Estación Río Huatulame en el Tome	1. Río Huatulame en el Tome (C y F, vigentes)
Río Hurtado	RH-1	De: Naciente Río Hurtado Hasta: Estación Calidad Río Hurtado en San Agustín	1. Río Hurtado en San Agustín (C y F, vigentes)
	RH-2	De: Estación Calidad Río Hurtado en San Agustín Hasta: Confluencia Río Grande	1. Río Hurtado en angostura de Pangué (C y F, vigentes) 2. Río Hurtado en salida embalse Recoleta (C, suspendida)
Río Limarí	RL-1	De: Confluencia Río Hurtado y Río Grande Hasta: Desembocadura	1. Río Limarí en Peñones bajos. (C y F, suspendidas)
			2. Río Limarí en San Julián (C y F, suspendidas)
			3. Río Limarí en Barraza (C y F, suspendidas)
			4. Río Limarí en Panamericana (C y F, vigentes)
Río Mostazal	RM-1	De: Naciente Río Mostazal Hasta: Confluencia Río Grande	1. Río Mostazal en cuestecita (C y F, vigentes)
Río Rapel	RR-1	De: Estación Calidad Río Rapel en el Palomo Hasta: Confluencia Río Grande	1. Río Rapel en Palomo (C, vigente; F, suspendida)
Estero El Ingenio	EI-1	De: Naciente Estero el Ingenio Hasta: Confluencia Río Limarí	1. Estero El Ingenio antes mina Cocinera (C, suspendida)

Fuente: Elaboración propia

Figura 46. Distribución de estaciones de calidad de agua DGA vigente.



Fuente: DGA/Cade Idepe (2004).

Las áreas de vigilancia cuentan con un registro histórico de 13 estaciones de monitoreo: Respecto a la base de datos original facilitada por la DGA, se observaron variaciones en los límites de detección para un total de 17 parámetros. Estos parámetros fueron: nitrato, fosfato, DQO, plata, cobalto, nitrato, aluminio, boro, cadmio, cobre, hierro, mercurio, manganeso, molibdeno, níquel, plomo, selenio y zinc.

El Programa de Monitoreo de Calidad de Aguas de la DGA se inició en el año 1981, y se resume en la Tabla 40 su contenido.

Tabla 40. Programa de monitoreo DGA para las áreas de vigilancia de Limarí.

Curso de agua	Área de Vigilancia	Medición de caudal	Cantidad de parámetros medidos	Parámetro medidos en NSCA	Periodo de registro	Nº de registros	Operativa
<i>Río Limarí</i>							
Panamericana	RL-1	Si	33	16	1981-2009	82	Si
<i>Río Hurtado</i>							
Angostura de Panque	RH-1	Si	32	16	1985-2009	70	Si
San Agustín	RH-2	Si	33	16	1985-2009	71	Si
<i>Río Combarbalá</i>							
<i>Río Grande</i>							
Las Ramadas	RG-1	Si	33	16	1985-2009	73	Si
Puntilla San Juan	RG-2	Si	33	16	1982-2009	75	Si
<i>Río Cogotí</i>							
Entrada embalse Cogotí	RC-1	Si	33	16	1981-2009	69	Si
Fragüita	RC-2	Si	33	16	1985-2009	74	Si
<i>Río Rapel</i>							
Palomo	RR-1	Si	33	16	1985-2009	70	Si
<i>Estero Punitaqui</i>							
Antes de junta con río Limarí	EP-1	Si	33	16	1981-2009	66	
<i>Río Mostazal</i>							
Cuestecita	RM-1	Si	34	16	1985-2009	74	Si
<i>Río Huatulame</i>							
El Tome	RU-1	Si	33	16	1981-2008	70	Si
<i>Río Pama</i>							
<i>Estero El Ingenio</i>							
Estero El Ingenio	EI-1	¿?	6	4	2006-2009	38	¿?

Fuente: Elaboración propia.

#### 7.4.2. Calidad de agua superficial según otros estudios

Para la cuenca existen otros estudios de calidad de agua, pero sin información georreferenciada. Ejemplo: registros de Autoridad Sanitaria de la Región de Coquimbo (2001-2007 con 451 registros), Servicio Agrícola y Ganadero (SAG) (11 parámetros). El programa de SAG posee registros situados antes y después de la descarga de la Minera Panulcillo y aguas abajo de las Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas de ESSCO de El Palqui, Montepatria y Punitaqui (DGA, 2004), Tabla 41.

Tabla 41. Programa de muestreo SAG, Cuenca del Río Limarí

Curso de agua	Estación	Nº parámetros en instructivo	Período registro	Número registros
Hurtado	Minera Panulcillo (aguas arriba descarga)	7	2001-2002	5
	Minera Panulcillo (aguas abajo descarga)	7	2001- 2002	5
	Capel Río Hurtado (aguas arriba descarga)	4	1999	1
	Capel Río Hurtado (aguas abajo descarga)	4	1999	1
Huatulame	ESSCO El Palqui (aguas abajo descarga)	1	1999	1
Grande	ESSCO Monte Patria (aguas abajo descarga)	1	1999	1
Punitaqui	ESSCO Punitaqui (aguas abajo descarga)	1	1999	1

Fuente: elaboración basado en DGA/Cade Idepe (2004).

La descarga de Minera Panulcillo ha deteriorado la calidad de las aguas, aportando a un aumento de la conductividad eléctrica, de los sólidos disueltos, del sulfato, cobre y disminución de pH.

- **Información de calidad de aguas de la cuenca Limarí:**

Se realizó un estudio en el cual se distribuyeron 50 estaciones a lo largo de la Cuenca del Río Limarí entre enero y marzo de 2002 seleccionadas por desarrollo de actividades mineras y agrícolas en la cuenca y se determinaron las siguientes variables: pH, conductividad eléctrica, sólidos disueltos totales, sulfatos, cobre, manganeso, molibdeno y hierro.

- De los resultados obtenidos se destaca la Quebrada El Ingenio (Baldessari (2007)). **Quebrada El Ingenio:** presentó altos valores de cobre, manganeso y hierro. Los valores de molibdeno superaron la norma NCh1333, atribuible al pH pues favorece un aumento de su solubilidad. Los valores más altos se obtuvieron en el mes de enero. Las aguas se presentaron desde buena calidad disminuyendo hacia los sectores medios y bajos de la cuenca. Aguas abajo de la planta Ovalle se observaron sedimentos con sulfato ferroso y aguas con presencia de hidróxido férrico. Se producen infiltraciones por proceso de lixiviación, por el intercambio iónico hierro-cobre



dispuesto en las pozas de evaporación. Esta solución de descarte de ión ferroso ( $\text{Fe}^{2+}$ ) se infiltra por el lecho de las pozas de evaporación y emana hacia el estero El Ingenio, fomentado por movimientos sísmicos en tiempos pasados.

- Se efectuó un monitoreo por DGA/CADE-IDEPE (2004), en el mes de octubre de 2003, Tabla 42.

Tabla 42. Programa de muestreo

Segmento	Punto de muestreo	Información previa	Parámetros medidos
0450HU50	Hurtado antes junta Río Limarí	--	DBO <sub>5</sub> , Color, SD, SST, NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , CN <sup>-</sup> , F <sup>-</sup> , NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , S <sub>2</sub> <sup>-</sup> , Sn, CF, CT
0455LI20	Limarí en Panamericana	Estación de monitoreo DGA	DBO <sub>5</sub> , Color, SD, SST, NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , CN <sup>-</sup> , F <sup>-</sup> , NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , S <sub>2</sub> <sup>-</sup> , Sn, CF, CT
0453GU10	Huatulame en el Tome	Estación de monitoreo DGA	DBO <sub>5</sub> , Color, SD, SST, NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , CN <sup>-</sup> , F <sup>-</sup> , NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , S <sub>2</sub> <sup>-</sup> , Sn, CF, CT. Plaguicidas <sup>(1)</sup>
0455PU20	Esterio Punitaqui	Estación de monitoreo DGA	DBO <sub>5</sub> , Color, SD, SST, NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , CN <sup>-</sup> , F <sup>-</sup> , NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , S <sub>2</sub> <sup>-</sup> , Sn, CF, CT

DBO<sub>5</sub>: demanda bioquímica de oxígeno, SD: sólidos disueltos; SST: sólidos suspendidos totales; CF: coliformes fecales; CT: Coliformes totales. (1) 2,4D, Aldicarb, Atrazina-N-dealkil metabolitos, Captan, Carbofuarno, Clorothalonil, Cyanazina, Demetón, Diclofop-metil, Dimetoato, Paratión, Pentaclorofenol, Simazina y Trifluralina.

Fuente: Elaboración propia

### Generalidades observadas:

Los componentes DBO<sub>5</sub>, sólidos suspendidos totales, cianuro, nitrito y sulfuro y plaguicidas se observaron bajo el límite de detección. La parte baja del Limarí presentó alta abundancia de metales en parte por el clima semiárido con franjas metalogénicas presentes y actividad de minería. Las plantas mineras (trapiches), con depósitos de relaves estériles, modifican la calidad natural del agua, en especial en períodos de precipitaciones. Los sectores más afectados fueron la parte baja de la cuenca, tal como el estero Punitaqui (zona de actividad minera) y Río Limarí que en su parte más baja hay zonas de afloramiento de aguas subterráneas a menos de 3 m de profundidad.

- **Muestreo del estudio INIA – INIHUASI (INNOVA – CORFO 2009)**

“Desarrollo de un modelo de gestión integral para el resguardo de la calidad de las aguas en los valles de Huasco, Limarí y Choapa”. Ejecutado por Instituto de Investigaciones Agropecuarias INIA INTIHUASI. Co- Ejecuta Centro de estudios avanzados en zonas áridas CEAZA. 178 pp.El objetivo fue diseñar pautas de uso y resguardo de las aguas para potenciar el desarrollo de la agricultura limpia en las regiones de Atacama y Coquimbo. Se determinó la calidad de las aguas de riego en ríos, pozos y principales canales de las cuencas de Choapa, Limarí y Huasco, en muestreos realizados del año 2007 al 2009. Se indican las estaciones de muestreo en la Tabla 43. Las Estaciones de monitoreo se dividieron en tres grupos:

1. Estaciones de calidad de la DGA
2. Estaciones propias del proyecto
3. Estaciones piloto agrícola y minero.

Tabla 43. **Estaciones de monitoreo y ubicación geográfica.**

Número	Tipo de Estación	Nombre estación	Coordenadas UTM (WGS 84)		Altura (msnm)
			Este	Norte	
1	Complementaria	Río Hurtado en San Agustín	0352393	6628627	2020
2	Complementaria	Riío Hurtado en Angostura de Pangué	0307495	6631090	533
3	Complementaria	Río Grande en las Ramadas	0348727	6567569	1383
4	Complementaria	Río Mostazal en Huestecita	0345671	6589932	1229
5	Complementaria	Río Rapel en Palomo	0344594	6597582	1184
6	Complementaria	Río Grande en Puntilla San Juan	0315575	6601186	438
7	Complementaria	Río Cogote en Fragüita	0320074	6556090	1004
8	Complementaria	Río Cogote en entrada embalse Cogotí	0305091	6564627	628
9	Complementaria	Río Combarbalá en Ramadillas	0317793	6543246	1277
10	Complementaria	Río Huatulame en el Tome	0311188	6590207	409
11	Complementaria	Estero Punitaqui en Punitaqui	0283474	6587131	207
12	Complementaria	Estero Punitaqui antes junta río Limarí	0258727	6602553	40
13	Complementaria	Río Limarí en Panamericana	0257378	6604258	27

11 <sup>2</sup>	INIA	Río Hurtado en Fundina	0322505	6637459	761
14	INIA	Río Rapel en Las Mollacas	0341107	6596874	1124
15	INIA	Estero El Ingenio en cruce Lagunillas	0292044	6619047	265
16	INIA	Estero El Ingenio Bajo minera Panulcillo	0290188	6616816	254
17	INIA	Río Limarí antes junta Estero El Ingenio	0276753	6608639	120
18	INIA	Río Limarí después junta Estero El Ingenio	0276335	6608980	119
19	INIA	Río Limarí antes junta Estero Punitaqui	0257814	6604163	28
20	Piloto Minero	Estero El Ingenio antes junta río Limarí	0276869	6609013	112
21	Piloto Agrícola	Río Grande antes embalse La Paloma	0304906	6602384	310
22	Piloto Agrícola	Río Grande en Sotaquí	0296147	6608687	241
23	Piloto Agrícola	Río Grande en Viñitas	0294026	6613251	213
24	Piloto Agrícola	Pozo en Sotaquí	0296154	6608701	(s/d)

Fuente: INIA-CORFO, 2009.

De acuerdo a los resultados se propuso calidades de agua de los cursos de agua para regadío, y porcentaje de componentes que superaron la NCh 1333 que se indican en la Tabla 44. Se observaron dos zonas cuyas aguas son de mala calidad y se deben proteger: Una de ellas es el estero El Ingenio, por actividad minera y la zona baja de la comuna de Ovalle, correspondiente al río Limarí y estero Punitaqui.

El estero El Ingenio representó a una estación piloto minero, y se recomendó en esa zona realizar acciones de mitigación. Las aguas del estero Punitaqui usadas para riego, son de alta salinidad, esto data de la década de los 60, por lo que se considera de origen natural. La salinidad del río Limarí va aumentando a lo largo de su recorrido, se atribuye a quebradas salinas, y a origen antrópico, como plantas de tratamiento de aguas servidas, mineras y excedentes de productos agrícolas. El contenido de iones provenientes de sales inorgánicas son claramente los mayores contaminantes de las aguas del río Limarí. Los iones cloruros, sodio y sulfatos superaron la norma en más de un 23% de las veces.

Los principales metales que superaron la la NCh 1333 fueron zinc, cromo, bario y manganeso. Este último la superó en más de un 5% del total de análisis. Los metales tales como aluminio y boro no superaron la normativa vigente para cursos superficiales, su origen es natural por efecto de la lixiviación de las rocas de las nacientes de los ríos.

Tabla 44. Calidad de agua según NCh 1333. (monitoreo INIA-INTIHUASI 2007-2008).

Curso de Agua	NCh 1333:porcentaje por sobre norma	Calidad de agua
Río Cogotí	0,0	Muy Buena
Río Grande	0,1	Buena
Río Rapel	0,2	Buena
Río Hurtado	0,5	Buena
Río Mostazal	0,5	Buena
Río Combarbalá	0,7	Buena
Río Huatulame	1,8	Buena
Río Limarí	11,1	Mala
Estero El Ingenio	11,8	Mala
Estero Punitaqui	12,7	Mala

Fuente: INIA-CORFO, 2009.

La tabla 45 resume los muestreos de calidad de agua superficial para la cuenca del Limarí realizados por diversos estudios en la cuenca más los monitoreos de DGA. La base de datos más completa del país corresponde a la Red Hidrométrica de la Dirección General de Aguas (DGA). Los plaguicidas han sido considerados en un muestreo puntual, realizado por DGA (2004) los que resultaron analíticamente indetectables, (Tabla 45).

Tabla 45 Resumen de calidad de aguas superficiales, cuenca del río Limarí.

Organismo	N° parámetros	N° estaciones	Año muestreo	Observaciones
DGA	32	13	1981-2009	Red Hidrométrica actual
DGA, 2004 (CADE-IDEPE)	12	4	Octubre 2003	Muestreo puntual. Falta información de metodología de análisis
Autoridad Sanitaria de la Región de Coquimbo	10	9	2001-2007	Estaciones sin georreferencia, no se indica procedimiento de muestreo ni límites de detección.
SAG	11	-	2003-2006	Estaciones sin

Organismo	N° parámetros	N° estaciones	Año muestreo	Observaciones
				georreferenciación ni número de campañas realizadas.
CONAMA, 2004.	32	2	Noviembre 2003	Muestreo puntual Realizado por OIKOS
Baldessari, 2007 Tesis U. La Serena.	8		Enero – Marzo 2002	Uso normas NCh 411/2 y NCh4 11/3, Tres campañas.
Junta de Vigilancia del Río Grande, Limarí	26		2001-2007	
Proyecto INIA-CORFO, 2009.	55	24	2007	Estaciones de calidad de DGA e INIA, y estaciones piloto agrícola y minero.

Fuente: Elaboración propia

Tabla 46. Resumen de monitoreo de calidad de aguas superficiales, INIA-INTIHUASI.

Cauce/observación general	Estación de muestreo
Río Hurtado Aumento de CE, pH, sulfatos y boro de cordillera hasta entrada embalse Recoleta. El cobre, hierro, manganeso, zinc y aluminio disminuyen aguas abajo.	San Agustín: en estación DGA Mn supera la NCh 1333, (0,2 mg/L) en cabecera del río en verano y otoño
	Fundina: C. fecales supera NCh 1333 en octubre (2008). Estación localizada bajo descarga de planta de tratamiento de aguas servidas.
	Angostura de Pangué. en estación DGA. Metales Al, Zn, Cu, Fe, Mn, B, aumentan hacia agua abajo.
Río Rapel Aumento de: iones (metálicos y sales), CE y pH hacia aguas abajo.	Palomo: Destacan C. fecales en invierno (2008), río con mayor caudal. Aceites y grasa supera NCh 1333 (abril de 2008).
	Las Mollacas
Río Mostazal Aguas de condición mineralógica natural.	Cuestecita: en estación DGA, bajo confluencia río San Miguel: Bajo contenido de sales, y CE, Al, Mn, Ba, As y metaloides según NCh-1333. C. fecales supera NCh 1333, otoño, primavera y verano, 2008.
Río Cogotí Bajas concentraciones de metales Al, Ba, Fe, Mn, Zn, y metaloides (As y B). Baja concentración de sales de cloruros, de sulfatos y de sodio. pH más básico hacia aguas abajo con presencia de coliformes	La Fragüita en estación DGA
	La Ligua en estación DGA antes entrada embalse Cogotí. con valores más alcalinos que en La Fragüita.
Río Combarbalá Sin fiscalización de cianuro, al disminuir el caudal empeora la condición bacteriológica del río, los coliformes aumentan en verano (2007) y otoño (2008), superan en abril la NCh 1333.	Ramadillas: Bajo caudal en invierno (2007). Presencia de cianuro otoño, 2008, pero no supera NCh 1333 Sulfuros en otoño de 2008 superan Guía CONAMA. Coliformes aumentan en verano 2007 y otoño 2008 donde superan la NCh1333
Río Huatulame Aumento Coliformes y disminución de caudal	El Tome, sin flujo desde invierno, 2008.

Cauce/observación general	Estación de muestreo
otoño, 2008. C.fecales superan la NCh 1333..	
<p>Río Grande La CE aumenta aguas abajo junto a magnesio y nitratos en ambas estaciones. Nitratos aumenta 50 veces en primavera de 2008,(a 10 ppm). El pH se torna más alcalino aguas abajo a excepción de invierno, 2008.</p>	<p>Las Ramadas de Tulahuén Puntilla de San Juan, aguas arriba embalse. Aguas alcalinas bajo embalse, y aumenta en Viñitas, donde superó la NCh 1333 en octubre, 2008. Nitritos bajo el embalse Paloma superaron Guía CONAMA. En marzo presencia de compuestos fenólicos, sobre la Guía CONAMA y norma de agua potable, bajo la cortina (5 veces sobre la norma) y en Sotaquí (10 veces sobre la norma). Presencia de C. fecales en todas las campañas, los mayores valores en Viñitas, todos inferiores a 1000 NMP/100ml (límite de NCh 1333)</p>
<p>Punitaqui Aguas de menor calidad en la desembocadura, en estación, cercana a la confluencia con el río Limarí. Aguas salinas, altas conductividades y sólidos disueltos. Principales iones presentes son sulfatos, cloruros y sodio, alto RAS por sobre la NCh 1333. Aguas de mala calidad.</p>	<p>Aumento de sulfatos en verano, supera NCh 1333. En primavera, 2007 con valores por sobre la norma. Presencia de bario en otoño, 2008, superó la NCh 1333.</p>
<p>Estero El Ingenio Con dos estaciones INIA antes y bajo la minera Panulcillo. El estero El Ingenio presenta naturalmente conductividad, sólidos disueltos y sodio por sobre norma, agravada por efecto de la actividad minera. Aguas de mala calidad, por alto impacto minero.</p>	<p>Sobre minera Panulcillo, Lagunillas Bajo minera Panulcillo: en primavera y verano, 2008 presencia de cromo. Alto Mn en toda época y cinc en primavera 2008. Los siguientes componentes resultaron muy altos: C. fecales, verano 2008 C. eléctrica, Aluminio, Mercurio total alto, Cloruros, Sólidos disueltos y sodio. El estero recibe aporte de vertientes salinas.</p>
<p>Río Limarí</p>	<p>Componentes altos: Aluminio (condición mineralógica); Conductividad eléctrica: (influencia marina, aporte antrópica); Cloruros y mercurio (aporte antrópico).</p>
<p>Río Limarí Bajas concentraciones de metales excepto el manganeso, con aumento de concentración por efecto del estero El Ingenio. La calidad del río se deteriora a medida que desciende hacia el mar. Superó la NCh 1333 en conductividad, sólidos disueltos totales, cloruros, sodio, sulfatos, RAS y bario. Sulfatos fueron mayores en concentración en primavera del 2008, con aportes de aguas de quebradas y vertientes, que deterioran su calidad. En general la calidad del agua fué mala.</p>	<p>Panamericana DGA Antes Estero Ingenio, alto sulfatos Después Estero Ingenio, sus aguas aumentan la conductividad del río Limarí, siendo mayor el efecto durante la primavera. Alto sulfato.  La conductividad del río Limarí se duplica en la parte baja, el río recibe aportes de vertientes, quebradas salinas y excedentes de riego, que deterioran su calidad, ya no se encuentra bajo la influencia del embalse Paloma.</p>
	<p>Antes Punitaqui</p>
<p>Río Combarbalá</p>	<p>Metales no superan la NCh-1333, bajo caudal en invierno de 2007. Los sulfuros</p>

Cauce/observación general	Estación de muestreo
	nos se encuentran normados, y superan el límite la Guía CONAMA. los coliformes aumentan en verano de 2007 y otoño de 2008, superando en abril la NCh 1333.
<p>Estero El ingenio (piloto minero)  Las aguas presentan naturalmente alta conductividad, sólidos disueltos y sodio.  Minera Panulcillo deteriora calidad de sus aguas, con alta conductividad, sólidos disueltos, fluoruro, manganeso, sulfatos y zinc. Alta presencia de C. fecales en la estación bajo la minera Panulcillo.  Estero con aporte de vertientes salinas, su conductividad cambia antes de confluir en el río Limarí,</p>	<p>Lagunillas conductividad alta y constante durante el año.  Después minera Panulcillo  CE aumenta bajo la minera, con menor influencia en invierno de 2008.  Junta río Limarí  La actividad minera aumenta la concentración de cloruros en el estero El Ingenio, no supera la NCh 1333 de riego.</p>
<p>Río Grande bajo embalse Paloma (piloto agrícola)  Alcalino bajo embalse, superó la NCh 1333, en octubre, 2008. Nitritos en otoño bajo la cortina del embalse Paloma, superó la Guía CONAMA. En abril aumentó su concentración en orden creciente aguas abajo. En otoño presencia de compuestos fenólicos, superó la guía CONAMA y NCH 408 (agua potable), bajo la cortina (5 veces sobre la norma). Se registraron C. fecales en todas las campañas, todos inferiores a 1000 NMP/100ml (límite de NCh 1333).</p>	

Fuente: Elaboración propia

#### 7.4.3. Diagnóstico físico y químico, cuenca según índice de calidad del agua (ICA)

Con la base de dato histórica, se calcularon los valores medios de calidad de agua y se elaboró una Matriz de correlación Tabla 47, y se analizaron los pesos en un Análisis de Componentes Principales ACP para seleccionar las variables a considerar. Se puede destacar las siguientes correlaciones:

- la temperatura y el ph se correlacionaron negativamente con la concentración de oxígeno disuelto.
- las sales se correlacionaron positivamente con la conductividad eléctrica.
- el pH se correlacionó positivamente con la concentración de fosfato.
- DQO se correlacionó negativamente con oxígeno disuelto y positiva con sulfato.

Tabla 47. Valores de correlación (Pearson (n) de variables físicas y químicas.

Variable	Temp..	pH	C.eléctrica.	Ox. disuelto.	Cloruro	Sulfato	N-nitrito	P-fosfato	D.Q.O.
Temp.		<b>0.879</b>	<b>0.679</b>	<b>-0.818</b>	0.500	0.128	-0.218	0.845	0.391
pH	<b>0.879</b>		<b>0.797</b>	<b>-0.870</b>	0.533	0.242	0.196	<b>0.715</b>	0.501
C. eléct.	<b>0.679</b>	<b>0.797</b>		<b>-0.834</b>	<b>0.770</b>	<b>0.669</b>	0.159	0.351	<b>0.670</b>
Oxígeno Disuelto.	<b>-0.818</b>	<b>-0.870</b>	<b>-0.834</b>		-0.582	-0.456	-0.200	-0.555	<b>-0.736</b>
Cloruro	0.500	0.533	<b>0.770</b>	-0.582		<b>0.610</b>	0.091	0.191	0.591
Sulfato	0.128	0.242	<b>0.669</b>	-0.456	<b>0.610</b>		0.219	-0.187	<b>0.761</b>
N-nitrito	-0.218	0.196	0.159	-0.200	0.091	0.219		-0.300	0.227
P-fosfato	<b>0.845</b>	<b>0.715</b>	0.351	-0.555	0.191	-0.187	-0.300		0.218
D.Q.O.	0.391	0.501	<b>0.670</b>	<b>-0.736</b>	0.591	<b>0.761</b>	0.227	0.218	

Los valores en color azul son diferentes de 0 con un nivel de significación alfa=0.05

Fuente: Elaboración propia

En la Tabla 48 se muestran los valores de variables registradas, base de dato DGA.

Tabla 48. Concentraciones medias de variables registradas en base de dato DGA.

ESTACION	CODIGO	Temp.	pH	Conductividad	Ox. Dis.	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub>	N(NO <sub>3</sub> -)	P(PO <sub>4</sub> - <sub>3</sub> )	D.Q.O.
		°C	u. pH	umhos/ cm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
COGOTI EN FRAGUITA	RC-1	16.2	7.9	140.4	8.2	3.8	7.0	0.171	0.073	12.5
COGOTI ENTRADA EMBALSE COGOTI	RC-2	18.7	8.0	255.3	9.1	5.7	14.4	0.158	0.072	0.0
RIO HUATULAME EN EL TOME	RU-1	20.4	8.8	384.4	10.2	13.7	55.2	0.483	0.076	18.7
RIO GRANDE EN LAS RAMADAS	RG-1	14.1	7.9	220.8	8.6	14.2	26.4	0.175	0.053	13.4
RIO MOSTAZAL EN CUESTECITA	RM-1	12.9	7.9	331.7	8.9	7.0	47.7	0.229	0.060	16.5
RIO RAPEL EN PALOMO	RR-1	9.8	7.7	164.1	8.7	5.6	63.7	0.203	0.047	18.1
RIO GRANDE EN PUNTILLA SAN JUAN	RG-2	17.6	8.1	373.8	9.4	10.5	44.3	0.287	0.066	16.5
PUNITAQUI ANTES JUNTA RIO LIMARI	EP-1	20.5	8.2	1,592.8	10.1	282.5	183.3	0.162	0.112	22.1
RIO HURTADO EN SAN AGUSTIN	RH-1	9.6	7.6	246.5	8.7	7.1	66.0	0.275	0.035	14.7
HURTADO EN ANGOSTURA DE PANGUE	RH-2	17.5	8.1	444.5	9.0	12.3	93.0	0.256	0.050	15.0
RIO LIMARI EN PANAMERICANA	RL-1	18.5	8.0	1,689.3	9.8	326.6	192.6	0.194	0.065	22.0

Fuente: Elaboración propia

Se puede observar en general que las temperaturas medias fluctuaron entre 9,6 °C en Río Hurtado en San Agustín que se encuentra a una altura de 2018 m.s.n.m. y



20,5 °C en Punitaqui antes junta Río Limarí estación que se encuentra a 322 m.s.n.m de altura, de flujo variable con períodos secos.

Los pH de la cuenca hidrográfica son básicos fluctuando entre pH 7.7 en río Rapel en Palomo a pH 8.8 en Río Huatulame en el Tomé, estación que queda bajo embalse Cogotí. Las conductividades son variables desde 104  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en Cogotí en Fraguita a 1015 m.s.n.m, estación arriba de embalses a 1689  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en Río Limarí en Panamericana , cercano a desembocadura con influencia de aguas marinas. Estas conductividades reflejan en parte la concentración de sales en las estaciones pues las fluctuaciones coinciden con los mínimos y máximos registrados para sulfatos y cloruros. .Las concentraciones de oxígeno disuelto reflejan un sistema oxigenado, los menores valores de DQO se encontraron en estaciones arriba de embalse y los mayores en la parte baja de la cuenca en Río Limarí en Panamericana y en Punitaqui. Los valores de fosfato fluctuaron entre 0,035 mg/L en estación Río Hurtado en San Agustín sobre embalse y 0,112 mg/L en la parte baja de la cuenca en Punitaqui.

Los percentiles para cada parámetro Temperatura, pH, Conductividad, Oxígeno DGA para la cuenca del Limari, se muestran en la Tabla 49. Se observa en la primera columna los percentiles de 10 a 100 %. Se indica que las altas salinidades solo representan entre un 10% y 20 % junto a altos valores de conductividad, de sulfato y DQO. Los pH más básicos por sobre 8 representaron menos del 50 % y los mayores valores de Nitrato y Fosfato correspondieron al percentil 10.

Tabla 49. **Percentiles para las variables analizadas.**

	<b>Temp.</b>	<b>pH</b>	<b>Conduct</b>	<b>Ox. Dis.</b>	<b>Cl<sup>-</sup></b>	<b>SO<sub>4</sub></b>	<b>N(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)</b>	<b>P(PO<sub>4</sub>-3)</b>	<b>D.Q.O.</b>
.1	20.50	8.83	1689.27	8.62	326.60	192.63	0.483	0.112	22.10
.2	20.42	8.20	1592.79	8.67	282.50	183.30	0.287	0.076	22.05
.3	18.73	8.14	444.53	8.70	14.19	92.98	0.275	0.073	18.74
.4	18.50	8.11	384.44	8.91	13.68	66.04	0.256	0.072	18.14
.5	17.64	8.01	373.82	9.03	12.29	63.68	0.229	0.066	16.54
.6	17.53	7.97	331.73	9.13	10.49	55.16	0.203	0.065	16.46
.7	16.18	7.91	255.32	9.37	7.14	47.73	0.194	0.060	15.02
.8	14.13	7.88	246.50	9.79	7.02	44.33	0.175	0.053	14.75
.9	12.88	7.87	220.78	10.07	5.65	26.38	0.171	0.050	13.43
1	9.83	7.70	164.14	10.24	5.61	14.35	0.162	0.047	12.47

Fuente: Elaboración propia

En la tabla 50 se muestra la contribución de cada variable mediante un análisis de componentes principales, bajo correlación Spearman y rotación Varimax. La varianza explicada por los dos primeros ejes fue de un 75,6 %. El mayor peso lo

contienen la temperatura, pH y sulfato con alrededor de un 13,4 % luego la C. eléctrica y oxígeno disuelto con 12,8 %, el menor peso fue para nitrato con un peso muy bajo de un 0,2 %.

Tabla 50. Contribuciones de las variables (%) tras rotación Varimax

Varianza explicada (%)	D1	D2	Valor ponderado	Peso relativo
	41,3%	34,3%		
Temperatura	23926	1442	1038,05	0,137
pH	22427	2552	1014,21	0,134
Conductividad	9135	17274	970,37	0,128
Oxígeno Disuelto.	16386	8468	967,66	0,128
Cloruro	3145	19485	798,75	0,106
SO <sub>4</sub>	0,110	29210	1007,2	0,133
N(NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	0,087	0,443	18,82	0,002
P(PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> )	22154	0,584	935,39	0,124
D.Q.O.	2629	20542	813,75	0,108

Fuente: Elaboración propia

En la tabla 51 se indican los resultados del cálculo de ICA (índice de calidad de agua) basado en las variables seleccionadas anteriormente de la base de dato DGA, que fueron Temperatura, pH, Conductividad, Oxígeno disuelto, Cloruros, Sulfatos, Nitritos, Fosfato y DQO. Entre las estaciones que resultaron ser de buena calidad esta la RC-1; RR-1; RH-1. Las estaciones de regular calidad fueron RG-1; RM-1; RG-2 y las de menor calidad localizadas en RU-1 bajo embalse cogotí; EP-1 asociado a actividad minera; RH-2 bajo embalse Paloma y RL-1 en el río Limarí.

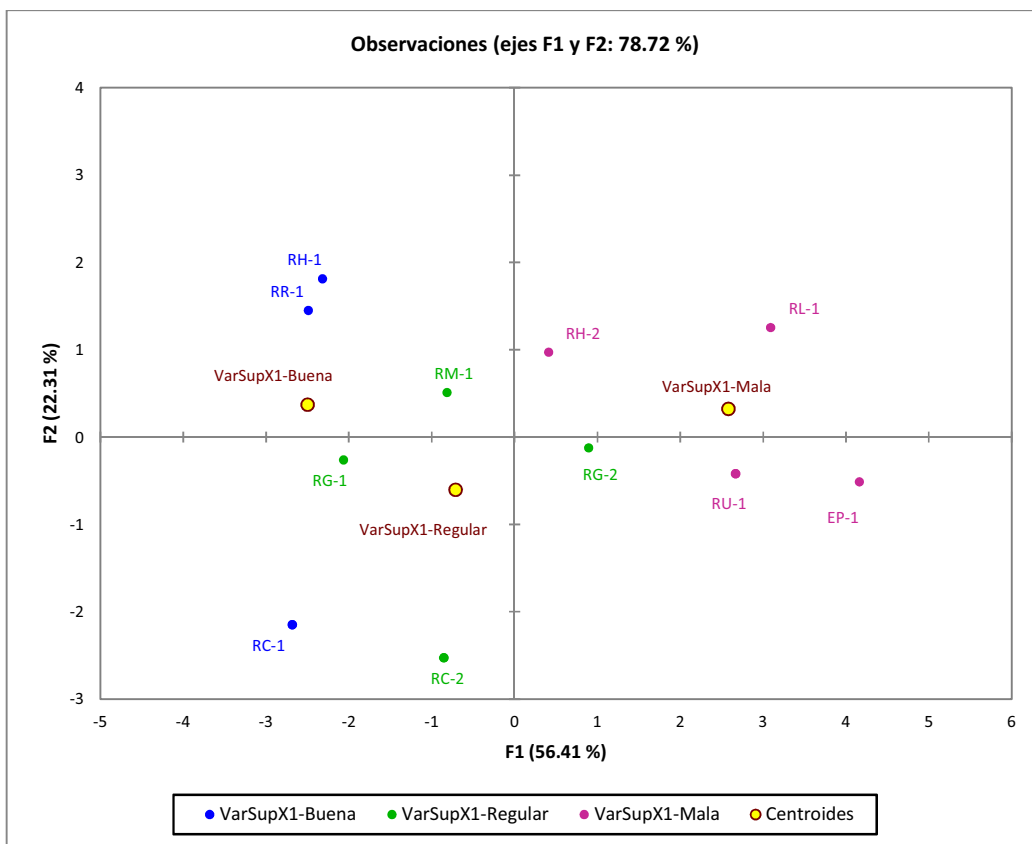
Tabla 51. Cálculo de ICA como el producto de los Valores de calidad estandarizados (0-1 Cuenca del Limari).

Estación	Código	Temp.	pH	Conduct	Ox. Dis.	CL	SO4	N(NO3-)	P(PO4-3)	D.Q.O.	WQI	Categoría
		Importancia Relativa										
		0.14	0.13	0.13	0.13	0.11	0.13	0.002	0.12	0.11		
Cogotí en Fraguila	RC-1	0.66	0.74	1.00	0.10	0.91	1.00	0.87	0.36	1.00	71.394	Buena
Cogotí entrada embalse Cogotí	RC-2	0.37	0.58	0.69	0.55	0.76	1.00	1.00	0.38	1.00	65.831	Regular
Río Huatulame en El Tome	RU-1	0.13	0.08	0.48	0.95	0.51	0.58	0.09	0.33	0.37	42.381	Mala
Río Grande en Las Ramadas	RG-1	0.82	0.76	0.78	0.16	0.50	0.85	0.83	0.79	0.89	69.941	Regular
Río Mostaxal en Cuestecita	RM-1	0.90	0.69	0.55	0.40	0.69	0.64	0.46	0.59	0.56	62.858	Regular
Río Rapel en Palomo	RR-1	0.99	1.00	1.00	0.24	0.76	0.53	0.60	0.98	0.42	74.733	Buena
Río Grande en Puntilla San Juan	RG-2	0.50	0.35	0.49	0.69	0.58	0.66	0.28	0.48	0.57	53.816	Regular
Punitaqui antes junta río Limari	EP-1	0.11	0.28	0.14	0.93	0.13	0.14	0.98	0.08	0.12	24.659	Mala
Río Hurtado en San Agustín	RH-1	1.00	1.00	0.71	0.21	0.68	0.52	0.31	1.00	0.74	73.378	Buena
Hurtado en Angostura de Pangue	RH-2	0.52	0.38	0.42	0.49	0.54	0.39	0.36	0.88	0.71	53.325	Mala
Río Limari en Panamericana	RL-1	0.40	0.52	0.13	0.86	0.12	0.12	0.67	0.50	0.12	35.644	Mala

Fuente: Elaboración propia

En la Figura 47 se puede observar que hay un gradiente de calidad y que el índice ICA expresa este gradiente, (en la figura el color azul indica buena calidad, verde regular calidad y café mala calidad), se utilizó correlación Spearman y rotación Varimax, con una varianza explicada por F1 y F2 del 78%

Figura 47. Análisis de componentes principales (ACP), de los las estaciones de Limari en función de los parámetros físico químicos.



Fuente: Elaboración propia

#### 7.4.4. Actividad industrial asociada al uso del agua por cauce superficial

La tabla 52 resume las actividades que influyen la calidad del agua superficial de la cuenca hidrográfica del río Limarí.

Tabla 52 Actividades potenciales sobre la calidad de las aguas de la cuenca

Actividad/componente	Cauce	Observación
Minería	Río Grande	Descargas por la Cia. Minera Cemin Los Pingos
	Estero El Ingenio	Cia. Minera Panulcillo (con autocontrol del DS 90).
Contaminación industrial materia orgánica, metales pesados, incremento de pHucey temperatura, aceites, grasas, etc.	Río Hurtadoafecta	Pisquera Capel Serón, Capel Punitaqui, Capel Sataqui (con resolución de SISS, DS 90) , Control Monte Patria.
Contaminación urbano (aguas servidas, aguas residuales, residuos)	Comunas de Ovalle.	Existen plantas de tratamiento de aguas servidas.

fecales, desechos de alimentos (grasas, restos, etc.) , productos químicos (detergentes, cosméticos, etc.)	Comuna de Río Hurtado	Carece de este servicio
	Localidades: Chañaral Alto, Combarbalá, El Palqui, Monte Patria, Ovalle, Punitaqui y Sotaquí.	Plantas de tratamiento de aguas servidas (PTAS)
Contaminación difusa por agricultura		Agroquímicos: plaguicidas, fertilizantes y fitoreguladores, portan por regadío sales de nitrógeno, fósforo, azufre y elementos que pueden lixiviary a aguas subterráneas.

Fuente: Elaboración propia

En general la descomposición de los agroquímicos es rápida, lo que sumado a su baja solubilidad dificulta su análisis en aguas, pero sus compuestos residuales pueden contaminar las aguas subterráneas y sedimento de cursos de aguas (INIA, 2007).

#### 7.4.4.1. Matriz de parámetros físicos, químicos y usos

Se generó una matriz con los parámetros de calidad de agua y las actividades antrópicas observadas en cada tramo respectivo a las áreas de vigilancia.

Se compuso esta matriz que resume datos históricos de monitoreo de la cuenca principalmente de la base de dato DGA (por su continuidad en el monitoreo), los usos e índice ICA, indicados en la Tabla 53.

Tabla 53. Parámetros físicos y químicos, ICA y actividades antrópicas

Cauce	Área Vig.	pH	CE	DQO	Cl	Sulfato	Nitrato	Fosfato	ICA	Actividad Antrópica
			uS/cm	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L			
Río CogotI	RC-1	7,9	140,4	12,5	3,8	7	0,171	0,073	B	M,A,G,B,R
	RC-2	8	255,3	0	5,7	14,4	0,158	0,072	R	M,A,G,R
Río Combarbalá	RB-1									P,A,G,M,B
Río Grande	RG-1	7,9		8,6	14,2	26,4	0,175	0,053	R	G,A,R
	RG-2	8,1	373,8	8,9	10,5	44,3	0,287	0,056	R	P,M,A,R
Río Huatulame	RU-1	8,8	384,4	18,7	13,7	55,2	0,483	0,076	M	P,M,R,E
Río Hurtado	RH-1	7,6	331,7	14,7	7,1	66	0,275	0,035	B	P,A,G,R
	RH-2	8,1	444,5	15	12,3	93	0,256	0,05	M	M,G,A,B,I,R,E
Río Limarí	RL-1	8	1.689,30	22	326,6	192,6	0,194	0,065	M	M,A,G,R,B
Río Mostazal	RM-1	7,9	331,7	16,5	7	47,7	0,229	0,06	R	P,A,G,R
Estero Punitaqui	EP-1	8,2	1.592,80	22,1	282,5	183,3	0,162	0,112	M	M, P,A,R
Río Rapel	RR-1	7,7	164,1	18,1	5,6	63,7	0,203	0,047	B	A,G,R,H
Estero El Ingenio	EI-1									P,M,A,R,A,S.

Antrópicas: A = Agricultura, P = Poblado, R = Regadío I = Industrial, M = Minera, B = Biodiversidad, H = Descarga de aguas servidas; T=Turismo; U=urbano, E=Embalse H=Hidroeléctrica.

Fuente: Elaboración propia

El pH fue alcalino a lo largo de toda la cuenca, las conductividades son altas en Limarí atribuible a fuente de aguas subterráneas principalmente. La DQO aumentó hacia la subcuenca del Limarí, como también los sulfatos. El nitrato se destaca en Huatulame bajo embalse Cogotí, con altas concentraciones, este sitio visualmente posee características de ambiente eutroficado, con alta biomasa de macrófitas, El índice ICA indicó aguas desde una buena calidad en la parte de Cogotí y Hurtado en estaciones de mayor altura y de aguas de mala calidad en la parte más baja de la cuenca como el Estero Punitaqui, y tramos de ríos bajo embalse, como lo es el río Hurtado cercano a embalse Recoleta y Río Huatulame bajo embalse Cogotí. Las principales actividades desarrolladas en la cuenca son de tipo agrícola, turístico y minero.

#### 7.4.5. Parámetros físicos y químicos representativos por actividad antrópica

En la tabla 54 se indican los principales componentes derivados de las actividades antrópicas que afectan la calidad de las aguas superficiales.

Tabla 54. Parámetros físicos y químicos según actividades antrópicas

Fuente	Indicadores				
	Físico químico	Inorgánico (nutrientes, metales, otros)	Orgánico	Orgánico: Plaguicida	Microbiológico
Agrícola	pH DBO5 SST Cationes Aniones	Nitrato Nitrito Amonio	Fósforo total; Nitrógeno total; Fenoles; Detergente	Pesticidas	Col. fecales
Ganadería	pH DBO5		Fósforo total; Fosfato		Col. fecales
Minería	CE pH SST Color aparente	Cianuro; Sulfato As, Cu, Cd B, Cr, Fe, Mn, Hg, Ni Mo, Pb, Se, Zn.	HAP		
Poblados	pH DBO5	Nitrato Nitrito Amonio	Fósforo total Nitrógeno total Aceite y Grasa Detergente		Col. fecales
Extracción áridos	SST Cationes Aniones	As, Cu, Fe Mn, Pb Zn.			

SST: Sólidos suspendidos totales; HAP: hidrocarburos aromáticos policíclicos.

Fuente: Elaboración propia

#### 7.4.6. Comparación parámetros de la NSCA y valores promedio de la DGA.

##### a. pH

Tabla 55. Rango de pH de la NSCA y datos históricos DGA.

Estaciones	Rango indicado NSCA	Valor medio datos
<b>Río Cogotí</b>		
RC-1	6,5 – 8,5	7,9
RC-2	6,5 – 8,5	8,0
<b>Río Combarbalá</b>		
RB-1	6,5 – 8,5	
<b>Río Grande</b>		
RG-1	6,5 – 8,5	7,9
RG-2	6,5 – 8,5	8,1
<b>Río Huatulame</b>		
RU-1	6,5 – 8,5	8,8
<b>Río Hurtado</b>		
RH-1	6,5 – 8,5	7,6
RH-2	6,5 – 8,5	8,1
<b>Río Limarí</b>		
RL-1	6,5 – 8,5	8,0
<b>Río Mostazal</b>		
RM-1	6,5 – 8,5	7,9
<b>Estero Punitaqui</b>		
EP-1	6,5 – 8,5	8,2
<b>Río Rapel</b>		
RR-1	6,5 – 8,5	7,7
<b>Estero El Ingenio</b>		
EI-1	6,5 – 8,5	

Fuente: Elaboración propia

##### b. Conductividad eléctrica

Tabla 56. Rango de Conductividad eléctrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) de la NSCA y datos históricos DGA.

Estaciones	Rango indicado NSCA	Valor medio datos
<b>Río Cogotí</b>		
RC-1	300	140,4
RC-2	450	255,3
<b>Río Combarbalá</b>		
RB-1	200	
<b>Río Grande</b>		
RG-1	400	
RG-2	650	373,8
<b>Río Huatulame</b>		
RU-1	700	384,4
<b>Río Hurtado</b>		
RH-1	400	331,7
RH-2	750	444,5
<b>Río Limarí</b>		
RL-1	3500	1.689,3
<b>Río Mostazal</b>		
RM-1	550	331,7
<b>Estero Punitaqui</b>		
EP-1	2700	1.592,8
<b>Río Rapel</b>		
RR-1	550	164,1
<b>Estero El Ingenio</b>		
EI-1	4500	

Fuente: Elaboración propia

Las estaciones con alto valor son EP-1, RL-1, RH-2, RU-1. Los datos históricos en algunos casos son menores a los indicados en el anteproyecto, por lo que este parámetro debería ser ajustado.

Según la NCh 1333 se determina la relación de conductividades salinidad:

- Agua en la cual no se observarían efectos perjudiciales < 700  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .
- Agua con efectos perjudiciales en cultivos sensibles entre 700 y 1500  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .
- Agua con efectos adversos en muchos cultivos y necesita métodos de manejo cuidadosas entre 1500 y 3000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .
- Agua que puede ser usada para plantas tolerantes con suelos permeables con aditivos de manejo cuidadosos entre 3000 y 7500  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

En esta última categoría podría considerarse Río Limarí y estero El Ingenio. Sin embargo la parte baja de la cuenca, el río Limarí posee fuentes naturales salinas de aguas subterráneas.

### c. Oxígeno Disuelto

Tabla 57. Rango de Oxígeno disuelto (mg/L) de la NSCA con datos históricos DGA.

Estaciones	Rango indicado NSCA	Valor medio datos
<b>Río Cogotl</b>		
RC-1	>5,5	8,2
RC-2	>6,0	9,1
<b>Río Combarbalá</b>		
RB-1	>6,0	
<b>Río Grande</b>		
RG-1	>6,0	8,6
RG-2	>6,0	8,9
<b>Río Huatulame</b>		
RU-1	>6,5	10,2
<b>Río Hurtado</b>		
RH-1	>5,5	8,7
RH-2	>6,0	9,0
<b>Río Limarí</b>		
RL-1	>6,5	9,8
<b>Río Mostazal</b>		
RM-1	>6,0	8,9
<b>Estero Punitaqui</b>		
EP-1	>6,5	10,1
<b>Río Rapel</b>		
RR-1	>6,0	8,7
<b>Estero El Ingenio</b>		
EI-1	-	

Fuente: Elaboración propia



Los niveles de oxígeno disuelto (OD) en las aguas naturales y residuales depende de la actividad física, química y bioquímica del sistema de aguas. Un valor estrechamente vinculado con los niveles de oxígeno disuelto en las agua y de amplio uso en el estudio de las aguas superficiales lo constituye el llamado PORCENTAJE DE SATURACIÓN DE OXÍGENO, definido como la cantidad de oxígeno disuelto en una muestra de agua comparada con la cantidad máxima que podría estar presente a la misma temperatura.. Los valores de PORCENTAJE DE SATURACIÓN DE OXÍGENO entre 80% y 120% se consideran excelentes y valores menores a 60% o superiores a 125% se consideran deficientes para la vida acuática.

#### d. DQO

Se han presentado diversos criterios para calificar la contaminación de ríos y quebradas considerando los valores de DQO según la siguiente escala:

Río muy limpio:	DQO < 2 mg/L
Río limpio:	DQO = 2 mg/L
Río sucio:	DQO = 5 mg/L
Río malas condiciones:	DQO > 7 mg/L

Tabla 18. Rango de DQO (mg/L) de la NSCA com datos históricos DGA.

Estaciones	Rango valores NSCA	Valor medio datos
<b>Río Cogotl</b>		
RC-1	40	12,5
RC-2	40	0,0
<b>Río Combarbalá</b>		
RB-1	55	
<b>Río Grande</b>		
RG-1	45	8,6
RG-2	25	8,9
<b>Río Huatulame</b>		
RU-1	45	18,7
<b>Río Hurtado</b>		
RH-1	35	14,7
RH-2	40	15,0
<b>Río Limarí</b>		
RL-1	50	22,0
<b>Río Mostazal</b>		
RM-1	35	16,5
<b>Estero Punitaqui</b>		
EP-1	55	22,1
<b>Río Rapel</b>		
RR-1	40	18,1
<b>Estero El Ingenio</b>		
EI-1	--	-

Fuente: Elaboración propia

Los valores propuestos para la NSCA son muy altos respecto a los valores históricos promedio, y lo recomendado por literatura (Cortes & 2010). Los sitios de mayor DQO son RB-1, EP-1, RL-1.

**e. Cloruro**

Tabla 59. Rango de Cloruro (mg/L) de la NSCA com datos históricos DGA.

Estaciones	Rango valores NSCA	Valor medio datos
<b>Río Cogotl</b>		
RC-1	8	3,8
RC-2	10	5,7
<b>Río Combarbalá</b>		
RB-1	8	
<b>Río Grande</b>		
RG-1	28	14,2
RG-2	20	10,5
<b>Río Huatulame</b>		
RU-1	30	13,7
<b>Río Hurtado</b>		
RH-1	13	7,1
RH-2	20	12,3
<b>Río Limarí</b>		
RL-1	710	326,6
<b>Río Mostazal</b>		
RM-1	14	7,0
<b>Estero Punitaqui</b>		
EP-1	580	282,5
<b>Río Rapel</b>		
RR-1	10	5,6
<b>Estero El Ingenio</b>		
EI-1	--	-

Fuente: Elaboración propia

**f. Sulfato**

Tabla 60. Rango de sulfato (mg/L) de la NSCA com datos históricos DGA.

Estaciones	Rango valores NSCA	Valor medio datos
<b>Río Cogotl</b>		
RC-1	15	7,0
RC-2	30	14,4
<b>Río Combarbalá</b>		
RB-1	5	
<b>Río Grande</b>		
RG-1	50	26,4
RG-2	90	44,3
<b>Río Huatulame</b>		
RU-1	125	55,2
<b>Río Hurtado</b>		
RH-1	120	66,0
RH-2	165	93,0
<b>Río Limarí</b>		
RL-1	420	192,6
<b>Río Mostazal</b>		

Estaciones	Rango valores NSCA	Valor medio datos
RM-1	80	47,7
<b>Estero Punitaqui</b>		
EP-1	340	183,3
<b>Rio Rapel</b>		
RR-1	115	63,7
<b>Estero El Ingenio</b>		
EI-1	--	-

Fuente: Elaboración propia

g. **Nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)**

Las formas de nitrógeno de mayor interés en aguas naturales y residuales son por orden decreciente de su estado de oxidación: nitrato, nitrito, amonio y nitrógeno orgánico. Analíticamente el nitrógeno orgánico y el amonio se pueden determinar juntos y se han denominado Nitrógeno Kjeldahl.

Tabla 61. Rango de nitrato (mg/L) de la NSCA con datos históricos DGA.

Estaciones	Rango valores NSCA	Valor medio datos
<b>Río Cogotl</b>		
RC-1	0,35	0,171
RC-2	0,40	0,158
<b>Río Combarbalá</b>		
RB-1	0,20	
<b>Río Grande</b>		
RG-1	0,35	0,175
RG-2	0,60	0,287
<b>Río Huatulame</b>		
RU-1	0,90	0,483
<b>Río Hurtado</b>		
RH-1	0,60	0,275
RH-2	0,60	0,256
<b>Río Limarí</b>		
RL-1	0,45	0,194
<b>Río Mostazal</b>		
RM-1	0,40	0,229
<b>Estero Punitaqui</b>		
EP-1	0,30	0,162
<b>Río Rapel</b>		
RR-1	0,40	0,203
<b>Estero El Ingenio</b>		
EI-1	--	-

Fuente: Elaboración propia

En general los valores indicados son bajos y de acuerdo con lo comúnmente encontrados en ríos.

## h. Fosfato

Tabla 62. Rango de fosfato de(mg/L) la NSCA con datos históricos DGA.

Estaciones	Rango valores NSCA	Valor medio datos
Río Cogotl		
RC-1	0,08	0,073
RC-2	0,05	0,072
Río Combarbalá		
RB-1	0,04	
Río Grande		
RG-1	0,04	0,053
RG-2	0,05	0,056
Río Huatulame		
RU-1	0,09	0,076
Río Hurtado		
RH-1	0,02	0,035
RH-2	0,04	0,050
Río Limarí		
RL-1	0,15	0,065
Río Mostazal		
RM-1	0,03	0,060
Estero Punitaqui		
EP-1	0,20	0,112
Río Rapel		
RR-1	0,04	0,047
Estero El Ingenio		
EI-1	--	-

Fuente: Elaboración propia

En general los valores indicados son bajos y de acuerdo con lo comúnmente encontrados en ríos, esto también de acuerdo con datos históricos. Los sitios con mala calidad del agua respecto de este parámetro son: EP-1, RU-1 y RC-1.

## **7.5. APLICACIÓN DE BIOINDICACIÓN**

### **7.5.1. Áreas de vigilancia prospectadas**

#### **Descripción de tramos y estaciones, Cuenca del Río Limarí**

Se efectuaron los monitoreos en las siguientes subcuencas de la cuenca exorreica del Río Limarí, conformada por cursos de agua de variado caudal y regímenes hidrológicos:

- Río Hurtado
- Río Grande Alto
- Río Grande Medio
- Río Grande Bajo
- Río Huatulame
- Río Limarí.

En total se establecieron 24 estaciones de muestreo para los 24 tramos propuestos en el estudio. Los tramos y estaciones de muestreo propuestas se basaron en el Anteproyecto NSCA (CONAMA, 2009) y otros estudios realizados en la cuenca, fundamentalmente el estudio de INIA-INTIHUASI, 2009. Las estaciones de muestreo van relacionadas con el Anteproyecto de NSCA para Limarí, actividades antrópicas representativas por tramo, estaciones de DGA (vigentes) las cuales disponen de datos que representarían la calidad física y química histórica del lugar, dos estaciones propuestas adicionales una representaría la actividad fundamentalmente minera y otra de actividad agrícola.. Los tramos propuestos por el Anteproyecto de NSCA fueron segmentados para una mejor representatividad del área, basado en las características hidromorfológicas, acceso, actividad antrópica fundamentalmente. En la tabla 62 se describen las estaciones y su segmentación y en la Tabla 63 se indica la fecha de muestreo y especificaciones por estación, tal como georreferencia, ruta, altura. En la Figura 48 se muestra el mapa temático de las estaciones y los tramos.

Tabla 63. Segmentos y estaciones de muestreo, Cuenca del Río Limarí.

Límite SEGMENTACIÓN Y LÍMITES PROPUESTOS							* Vigencia Estación DGA	
Sub cuenca	Cauce	Código	Límite del Tramo según Anteproyecto NSCA	Código	Segmentación de tramo	Nombre Estación	C	F
Río Hurtado	Río Hurtado	RH-1	De: Naciente Río Hurtado Hasta: Estación Calidad Río Hurtado en San Agustín	RH-1	De: Naciente Río Hurtado	Río Hurtado San Agustín	√	√
					Hasta: Estación Río Hurtado en San Agustín			
		RH-2	De: Estación Calidad Río Hurtado en San Agustín Hasta: Confluencia Río Grande	RH-2-A	De: Estación Río Hurtado en San Agustín	Río Hurtado Las Breas	SE	X
					Hasta: límite subsubcuenca quebrada atajo y San Agustín			
RH-2-B	De: límite subsubcuenca quebrada atajo y San Agustín Hasta: entrada embalse Recoleta	RH-2-B	De: límite subsubcuenca quebrada atajo y San Agustín	Río Hurtado Angostura de Pangue	√	√		
			Hasta: entrada embalse Recoleta					
RH-2-C	De: Salida embalse Recoleta Hasta: Confluencia Río Grande – nace. Río Limarí	RH-2-C	De: Salida embalse Recoleta Hasta: Confluencia Río Grande – nace. Río Limarí	Río Hurtado en salida embalse Recoleta	X	SE		
Río Grande alto, medio y bajo	Río Grande	RG-1 Alto	De: Naciente Río Grande Hasta: Confluencia Río Tascadero	RG-1	De: Naciente Río Grande	Río Grande en las Ramadas	√	√
					Hasta: Confluencia Río Tascadero			
		RG-2 Alto	De: Confluencia Río Tascadero Hasta: Estación de calidad Río Grande en Puntilla San Juan	RG-2-A	Desde: Confluencia Río Tascadero	Río Grande en Cuyano	SE	√
					Hasta: Confluencia Río Mostazal			
	RG-2-B	Desde: Confluencia Río Mostazal Hasta: Confluencia Río Rapel	RG-2-B	Desde: Confluencia Río Mostazal	Río Grande en Coipo	SE	X	
				Hasta: Confluencia Río Rapel				
	RG-2-C	Desde: Confluencia Río Rapel Hasta: Entrada Embalse La Paloma	RG-2-C	Desde: Confluencia Río Rapel	Río Grande en Puntilla San Juan	√	√	
				Hasta: Entrada Embalse La Paloma				
	N/I Bajo	Tramo propuesto no considerado en Anteproyecto NSCA	RG-3	De: Salida embalse La Paloma Hasta: confluencia Río Hurtado	Río Grande en Paloma 1	X	X	
	Río Tascadero	N/I Alto	Tramo propuesto no considerado en Anteproyecto NSCA	RT-1	De: Naciente Río Tascadero Hasta: Confluencia Río Grande	Río Tascadero en desembocadura	SE	√
Río Mostazal	RM-1 Alto	De: Naciente Río Mostazal Hasta: Confluencia Río Grande	RM-1	De: Naciente Río Mostazal Hasta: Confluencia Río Grande	Río Mostazal en Cuestecita	√	√	
Río Los Molles	N/I Alto	Tramo propuesto no considerado en Anteproyecto NSCA	RLM-1	De: Naciente Río Los Molles Hasta: Estación Río Rapel en Palomo	Río Rapel en Palomo	√	X	
Río Rapel	RR-1 Medio	De: Estación Calidad Río Rapel en el Palomo Hasta: Confluencia Río Grande	RR-1	De: Estación Calidad Río Rapel en el Palomo Hasta: Confluencia Río Grande	Río Rapel en Junta	SE	√	

Río Huatulame	Río Cogotí	RC-1	De Naciente Río Cogotí	RC-1	De Naciente Río Cogotí	Río Cogotí en Fragueta	√	√
			Hasta: Estación Calidad Río Cogotí en Fragueta		Hasta: Estación Calidad Río Cogotí en Fragueta			
	RC-2	De: Estación Calidad Río Cogotí en Fragueta	RC-2	De: Estación Calidad Río Cogotí en Fragueta	Río Cogotí entrada embalse Cogotí	√	√	
		Hasta: Entrada Embalse Cogotí		Hasta: Entrada Embalse Cogotí				
Río Combarbalá	RB-1	De: Naciente Río Combarbalá Hasta: Confluencia Río Pama	RB-1	De: Naciente Río Combarbalá Hasta: Confluencia Río Pama	Río Combarbalá en Ramadillas	√	√	
Río Huatulame	RU-1	De: Salida Embalse Cogotí Hasta: Estación Río Huatulame en el Tomé	RU-1	De: Salida Embalse Cogotí Hasta: Estación Río Huatulame en el Tomé	Río Huatulame en el Tomé	√	√	
Río Limarí	Río Limarí	RL-1	De: Confluencia Río Hurtado y Río Grande Hasta: Desembocadura	RL-1-A	De: Confluencia Río Hurtado y Río Grande, naciente río Limarí Hasta: Estación Río Limarí en Peñones Bajos	Río Limarí en Peñones Bajos	X	X
				RL-1-B	De: Estación Río Limarí en Peñones Bajos Hasta: Estero El Ingenio	Río Limarí en San Julián	X	X
				RL-1-C	De: Confluencia Estero El Ingenio Hasta: Confluencia Estero Punitaqui	Río Limarí en Barraza	X	X
				RL-1-D	De: Confluencia Estero Punitaqui Hasta: Desembocadura	Río Limarí en Panamericana	√	√
	Estero El Ingenio	EI-1	De: Naciente Estero el Ingenio Hasta: Confluencia Río Limarí	EI-1	De: Naciente Estero el Ingenio Hasta: Confluencia Río Limarí	Estero El Ingenio antes mina Cocinera	X	SE
	Estero Punitaqui	EP-1	De: Naciente Estero Punitaqui Hasta: Estación Calidad Estero Punitaqui antes junta Río Limarí	EP-1-A	De: Naciente Estero Punitaqui Hasta: Estación Calidad Estero Punitaqui en Punitaqui	Estero Punitaqui en Punitaqui	√	SE
				EP-1-B	De: Estación Estero Punitaqui en Punitaqui Hasta: Estación Calidad Estero Punitaqui antes junta Río Limarí	Estero Punitaqui antes junta Río Limarí	√	√

\*C: Estaciones de Calidad DGA; F: Estaciones fluviométricas DGA; √: vigente; X: suspendida, -: no cuenta con estación

Figura 48. Tramos y localización de estaciones de muestreo, cuenca Limarí

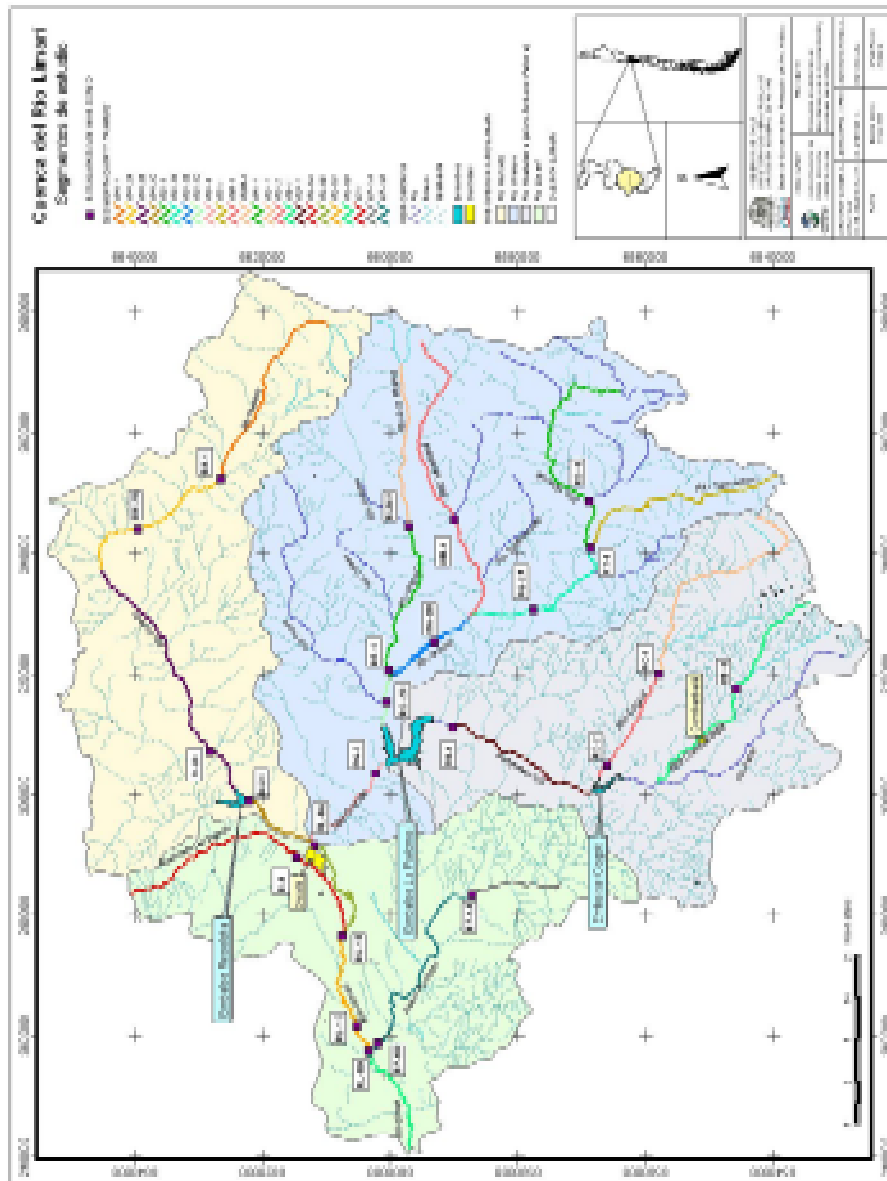




Tabla 64. Épocas campaña terreno y localización de estaciones de muestreo.

Estación	Muestreo época primavera		Muestreo época verano		Ubicación geográfica			Referencias de acceso a la estación
	Fecha	Hora	Fecha	Hora	UTM_N	UTM_E	Altura	
RH-1	28/09/2009	14:00	05/01/2010	19:30	6628669	352389	2.018	En estación DGA vigente.
RH-2A	28/09/2009	16:40	05/01/2010	16:30	6642517	344094	1.460	Estación DGA suspendida.
RH-2B	02/10/2009	17:45	05/01/2010	12:00	6630564	307311	483	
RH-2C	01/10/2009	17:30	05/01/2010	9:30	6624094	299008	337	Ruta hacia Río Hurtado.
RG-1	29/09/2009	08:40	07/01/2010	10:30	6567577	348723	1.336	En estación DGA Vigente.
RG-2A	29/09/2009	13:40	07/01/2010	16:00	6576901	330746	893	En estación DGA Vigente.
RG-2B	02/10/2009	12:50	07/01/2010	20:00	6593243	325510	581	Ex estación Dra.
RG-2C	02/10/2009	14:30	08/01/2010	13:00	6601223	315505	465	En estación DGA vigente.
RG-3	03/10/2009	09:30	09/01/2010	10:30	6603076	303615	312	Aguas abajo La Paloma.
RT-1	29/09/2009	10:30	07/01/2010	12:30	6567384	341057	1.220	Aguas arriba río Tascadero.
RM-1	29/09/2009	16:00	07/01/2010	18:00	6589975	345735	1.267	En estación DGA Vigente.
RLM-1	02/10/2009	08:40	08/01/2010	9:00	6597579	344597	1.197	Rotonda Montepatria,
RR-1	02/10/2009	11:00	08/01/2010	11:40	6600853	320812	530	En estación DGA Vigente.
RC-1	30/09/2009	09:20	06/01/2010	12:30	6556082	320067	1.015	Estación DGA Vigente
RC-2	30/09/2009	15:00	06/01/2010	18:30	6564636	305097	702	En estación DGA Vigente.
RB-1	6543168	12:30	06/01/2010	16:00	6543208	317662	1.282	En estación DGA Vigente.
RU-1	30/09/2009	17:30	06/01/2010	20:00	6590244	311188	418	En estación DGA Vigente.
RL-1A	28/09/2009	08:30	09/01/2010	09:15	6613256	291687	204	Centro Recreacional
RL-1B	01/10/2009	13:30	08/01/2010	18:15	6608631	276748	224	En estación DGA Vigente.
RL-1C	01/10/2009	09:40	04/01/2010	19:00	6606175	261819	337	Seguir ruta a Iglesia Barraza,
RL-1D	27/09/2009	18:30	04/01/2010	14:40	6604277	257535	40	Estación DGA,o.
EI-1	01/10/2009	15:00	08/01/2010	19:15	6616188	289754	260	Aguas arriba del badén
EP-1A	01/10/2009	11:00	seco		6586960	283525	322	Ruta hacia Pueblo Viejo.

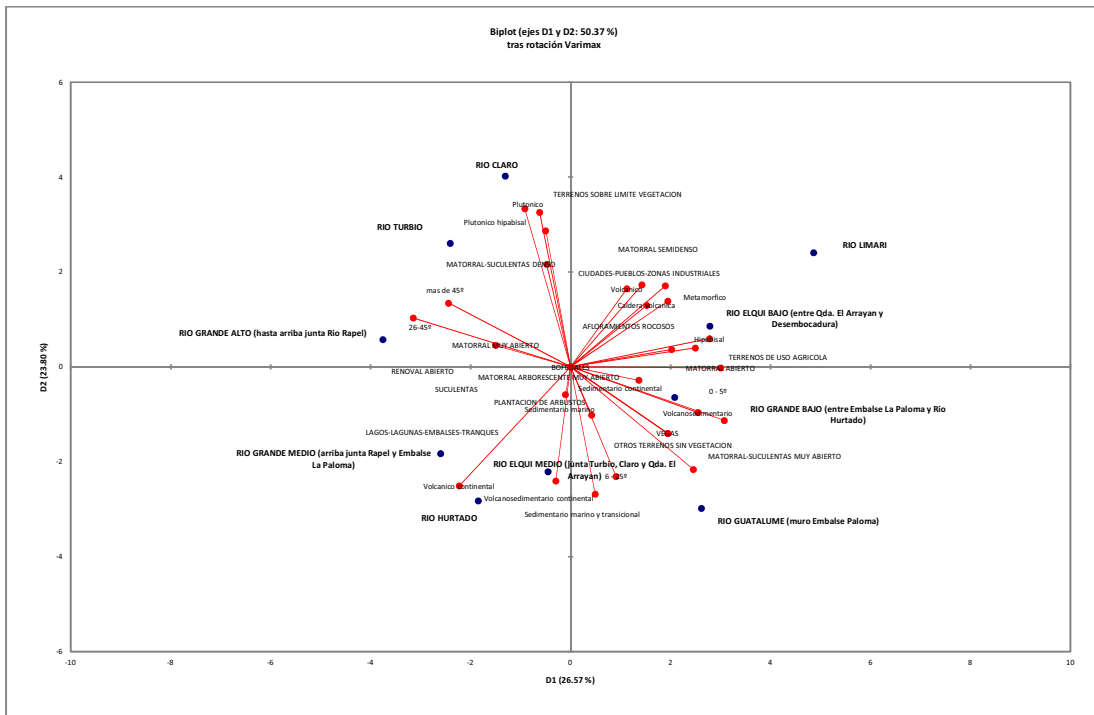
Fuente: Elaboración propia

### 7.5.2. Características de la cuenca para determinar tipología de río a nivel local

En función de los antecedentes bibliográficos se generó una base de dato de la cuenca Limarí con la información disponible, de tipo geológica, pendiente y de usos antrópicos para bajar de nivel de escala espacial y caracterizar los tipos de ríos a nivel de subcuencas. Con los datos se realizó un análisis de componentes principales (ACP; Figura 49). Este análisis permitió establecer lo siguiente:

- El Río Limarí (cuadrante I) localizado en la Zona baja de la cuenca , se correlacionó con una zona de baja pendiente, usos agrícolas, urbanos y de matorral semidenso.
- El Río Grande Alto (cuadrante II) se correlacionó con mayores pendientes, vegetación de matorral y áreas de geología plutónica.
- El Río Grande medio y Río Hurtado (cuadrante III) se correlacionó con áreas volcánicas sedimentarias continentales, y renovales.
- Los ríos Grande bajo (entre embalse La Paloma y Río Hurtado) y Huatulume (cuadrante IV) se correlacionaron con zonas vulcano sedimentarias, baja pendiente y matorral.

Figura 49. **Análisis de componentes principales (ACP), de subcuencas del Limari**(coeficiente de Spearman, varianza explicada por F1 y F2 es del 51%).



Fuente: Elaboración propia

### 7.5.3. Componente Hidromorfológico

#### 7.5.3.1. Diversidad de Sustrato

Se realizaron una serie de observaciones correspondientes a descripciones hidromorfológicas. Uno de los componentes principales para aplicar bioindicación es la composición del sustrato, pues la fase de los macroinvertebrados a determinar es la bentónica donde se desarrolla la etapa de larva del ciclo de vida de estos organismos. De acuerdo a los resultados se indica la diversidad de sustrato de las estaciones muestreadas en época de primavera en la tabla 65. Se describen los diversos tipos de sustrato definidos en relación a la metodología indicada (Pardo *et al*, 1984): fango, limo, arcilla, grava, bolón, piedra, material parental. Se observó sustrato con y sin presencia de macrófitas.

Tabla 65 Clases de tamaño de sustrato por estación de muestreo en porcentaje (%).

Estación	F	L	A	G	B	P	R	MF	ML	MA	MG	MB	MP	MatPat
RH-1	18,6	4,7	2,3		11,6	37,2		11,6	2,3				11,6	
RH-2-A	22,0	4,9	14,6	19,5	7,3	12,2		7,3			4,9	4,9	2,4	
RH-2-B		3,8	6,4		10,3	69,2						2,6	7,7	
RC-1		8,1			24,3	37,8		10,8	5,4	2,7	8,1		2,7	
RC-2		8,8	15,7	2,0	20,6	52,9								
RB-1		18,4			5,3	71,1			2,6				2,6	
RU-1					2,0	37,3			7,8				52,9	
RG-1			13,3		80,0	6,7								
RG-2-A			15,2	2,2	32,6	50,0								
RG-2-C		3,2	14,4	0,8	1,6	64,8			1,6	6,4			1,6	5,6
RM-1		9,8	29,4	9,8	25,5	17,6	2,0			2,0		3,9		
RR-1		12,6	25,3	5,7	10,3	46,0								
RL-1-A		6,3	16,3		72,5	2,5	2,5							
RL-1-B			1,1			1,1			2,3	2,3	1,1	69,0	23,0	
RL-1-C		3,1	3,1		12,3	41,5			12,3				27,7	
RL-1-D		5,0			10,0				45,0			40,0		
EP-1-B	3,0	20,2	21,2		13,1			17,2	20,2	3,0		1,0	1,0	
RT-1					15,2	78,8							6,1	
RL-M-1		1,6	9,5	1,6	25,4	57,1				1,6			3,2	

F: fango; L: limo, A: arcilla, G: grava; B: bolon, P: piedra, Mat.P. material parental.

Fuente: Elaboración propia

Los tramos fluviales muestreados en el Río Limarí presentaron en general aguas someras, promediando 27,8 cm de profundidad (Tabla 66). El sustrato

correspondió a un máximo de 14 clases de tamaño ( $n = 1.158$  observaciones), presentando una diversidad de sustrato alta (1,962), una baja dominancia (0,20) y una equidad igualmente alta (0,764) (tabla 58). El tipo de sustrato más representativo de los hábitats muestreados fueron de tipo piedras, con 435 observaciones. En particular, las estaciones RL-1A, RL-1D, RG-2A y RG-2C presentaron las profundidades mayores (Tabla 66), mientras que las estaciones RB-1, RC-2, RU-1, RL-1B y RR-1 presentaron las profundidades menores. Las estaciones más profundas mostraron baja riqueza de sustrato excepto la estación RG2C, pero por lo resultados se observó que sólo un sustrato fue el preponderante con un 65 % de piedra (Tabla 66).

Tabla 66. Estadística descriptiva para las estaciones muestreadas en el Río Limarí.

Estación	Tamaño muestral	Profundidad promedio (cm)	Desviación estándar	Rango		Percentiles		
				Mín	Máx	0,25	0,50	0,75
RH-1	43	31,1	16,0	5	88	22	31	38
RH-2-A	41	34,9	26,1	5	88	13	27	56
RH-2-B	78	24,1	13,9	3	57	11,3	27	34
RC-1	37	22,1	16,9	1	54	6	18	37
RC-2	102	17,4	10,9	2	55	10,3	15	23
RB-1	38	16,2	12,4	3	60	7,25	13	22
RU-1	51	14,7	7,8	3	30	8,5	12	21
RG-1	15	35,6	8,1	16	46	32	37	41
RG-2-A	46	47,8	22,8	3	94	34	46	64
RG-2-C	125	40,4	20,4	2	78	24	43	59
RM-1	51	25,3	15,4	4	70	12,5	24	35
RR-1	87	20,7	17,6	2	79	9	15	27
RL-1-A	80	50,0	28,8	4	108	22,8	50	74
RL-1-B	87	10,7	3,9	1	19	8	10	14
RL-1-C	65	37,0	8,8	10	53	34	38	43
RL-1-D	20	58,3	25,8	9	88	39	64	78
EP-1-B	99	20,4	14,3	2	78	9	20	26
RT-1	33	25,3	15,5	6	62	12	25	32
RLM-1	63	22,9	10,4	4	44	12	24	30

Fuente: Elaboración propia

Tabla 67. Diversidad de sustrato para las estaciones muestreadas en el Río Limarí.

Estación	Riqueza	Equidad	Diversidad	Dominancia
RH-1	8	0,84	1,75	0,22
RH-2-A	10	0,91	2,10	0,14
RH-2-B	6	0,60	1,08	0,50
RC-1	8	0,82	1,71	0,23
RC-2	5	0,77	1,24	0,36
RB-1	5	0,56	0,90	0,54
RU-1	4	0,71	0,98	0,43
RG-1	3	0,57	0,63	0,66
RG-2-A	4	0,78	1,08	0,38
RG-2-C	9	0,57	1,24	0,45
RM-1	7	0,87	1,69	0,21
RR-1	5	0,85	1,37	0,31
RL-1-A	4	0,57	0,79	0,59
RL-1-B	7	0,47	0,92	0,53
RL-1-C	6	0,81	1,45	0,28
RL-1-D	4	0,80	1,11	0,38
EP-1-B	10	0,84	1,93	0,17
RT-1	3	0,59	0,64	0,65
RLM-1	7	0,62	1,20	0,40

Fuente: Elaboración propia

### 7.5.3.2 Descripción general de estaciones de muestreo

En la tabla 68 se indican descripciones hidromorfológicas observadas en las estaciones de muestreo, los mapas de uso de suelo y naturalidad de tramo, en las Figuras 44 y 45 respectivamente. En el Capítulo VIII, se describe en detalle estaciones de muestreo asociadas a la vigilancia de la NSCA.

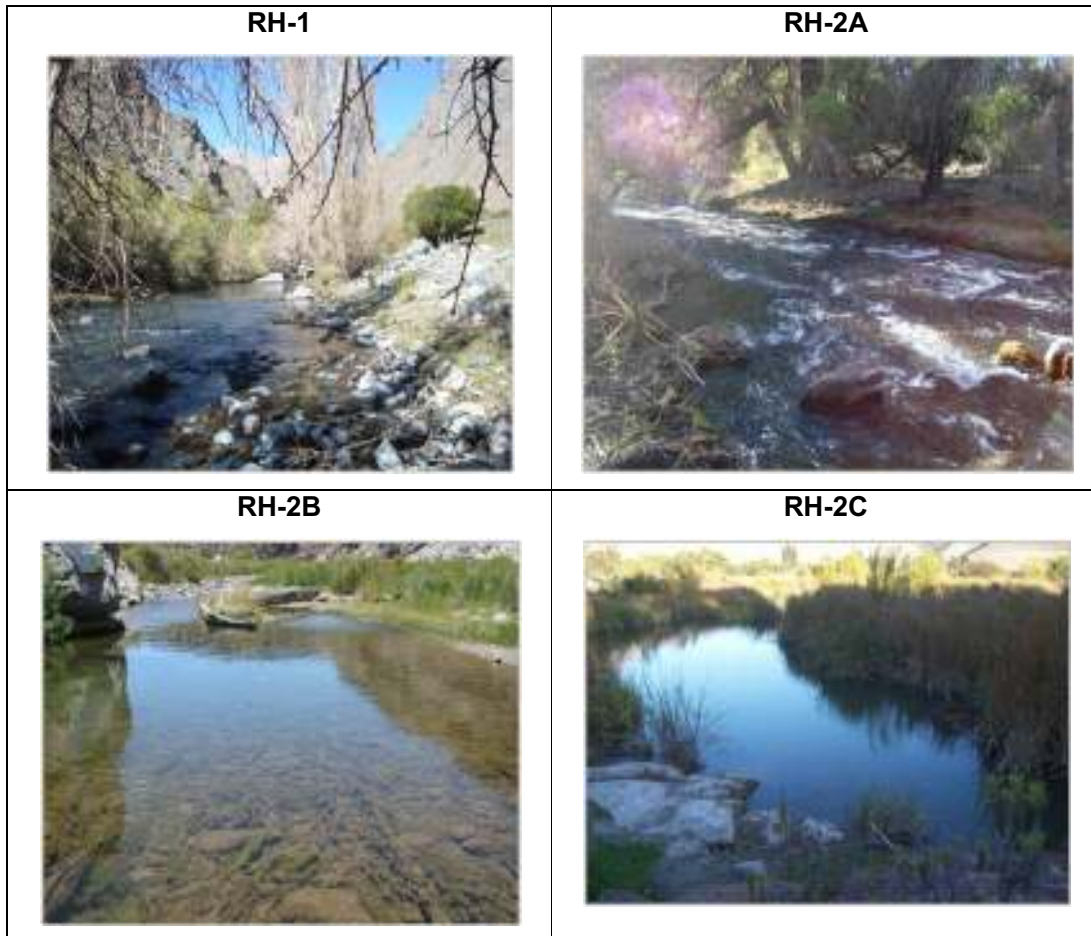
Tabla 68. Variables hidromorfológicas de estación de muestreo.

Subcuenca	Estación	Cauce	Altura	Zona hidromorfológica	Z	Ancho cauce
			m		m	m
Río Hurtado	RH-1	Permanente	2035	3	0,310	5,4
	RH-2-A	Permanente	1645	2	0,35	9
	RH-2-B	Permanente	483	3	0,240	11
	RH-2-C	Salida Embalse Recoleta. Pozón	380	2	NA	NA
Río Grande	RG-1	Permanente	1380	4	0,310	7,33
	RG-2-A	Permanente	870	2	0,40	9,5
	RG-2-B	Permanente	575	2	0,4	8
	RG-2-C	Permanente	420	2	0,400	10,25
	RG-3	Salida Embalse La Paloma	310	NA	NA	15
Río Huatulame	RT-1	Permanente	1370	NA	0,25	11
	RM-1	Permanente	1250	2	0,150	6,25
	RLM-1	Temporal	1190	NA	0,45	4,25
	RR-1	Temporal	485	4	0,20	4,175
	RB-1	Permanente	1400	4	0,16	2
	RC-1	Permanente	1065	3	0,450	12
	RC-2	Permanente	670	4	0,220	13,75
	RU-1	Salida Embalse Cogotí Cauce temporal	410	1	0,210	0,51
Río Limarí	RL-1-A	Pozón	225	2	0,35	17,25
	RL-1-B	Permanente	200	2	0,100	12
	RL-1-C	Flujo estancado	200	2	0,37	20
	RL-1-D	Permanente	165	2	0,580	30
	EI-1	Estero Ingenio	233	2	0,060	0,6
	EP-1-A	Pozón	322	2	0,5	15
	EP-1-B	Temporal	170	2	0,200	0,5

Fuente: Elaboración propia

### A) Subcuenca río Hurtado

Figura 50. Registros fotográficos de estaciones de muestro en río Hurtado.

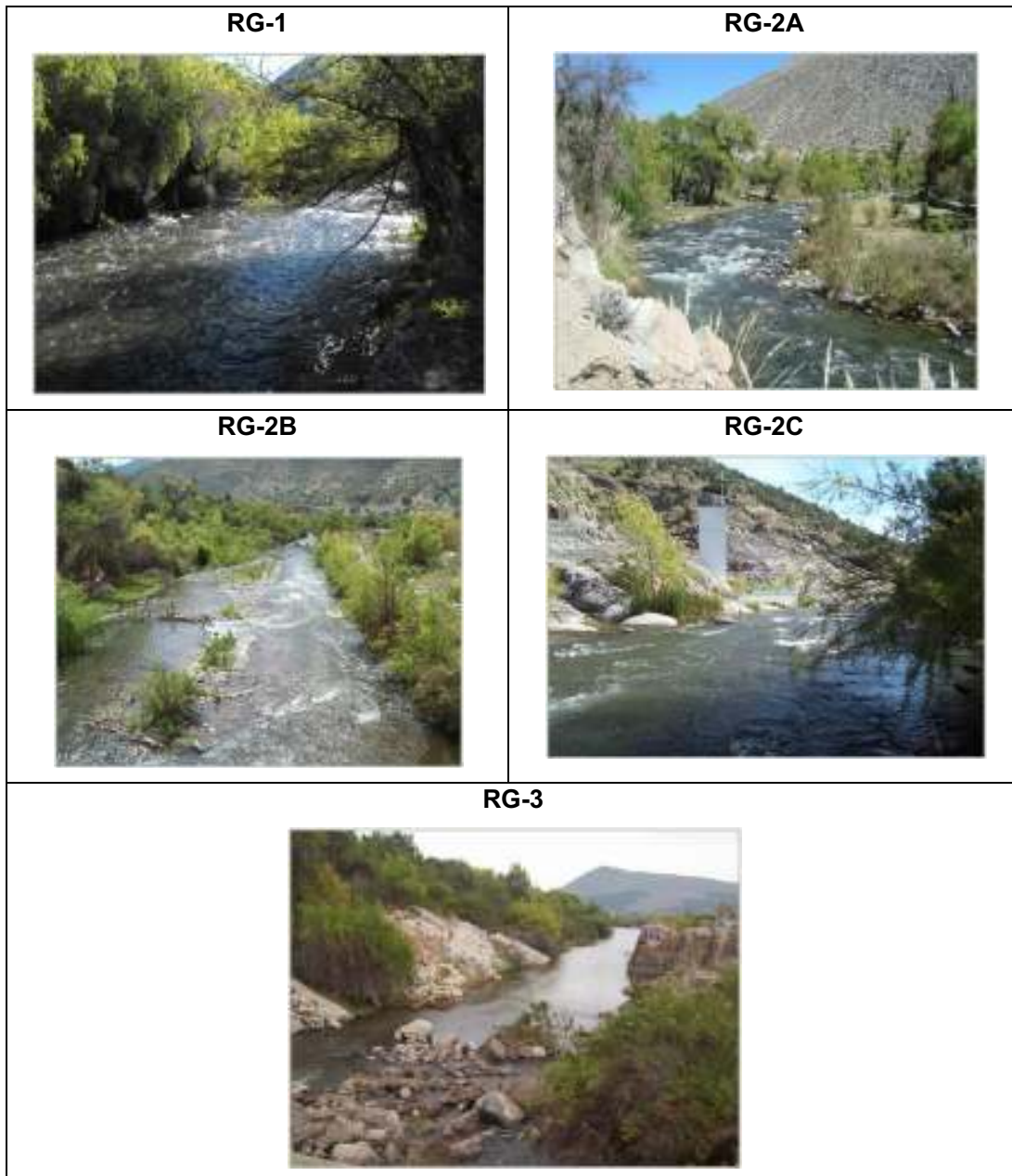


Fuente: elaboración propia

Los ríos prospectados de la subcuenca del río Hurtado son de cauce angosto menor a 11 m de ancho, de flujo permanente hasta la salida del Embalse donde se interrumpe el flujo. (Figura 50). Lazona más alta tiene uso turístico en la época de verano y río abajo hay depósitos de estériles, y el uso de suelo es de ganadería, agricultura y minería.

## B) Subcuenca río Grande

Figura 51. Registros fotográficos de estaciones de muestreo en río Grande.



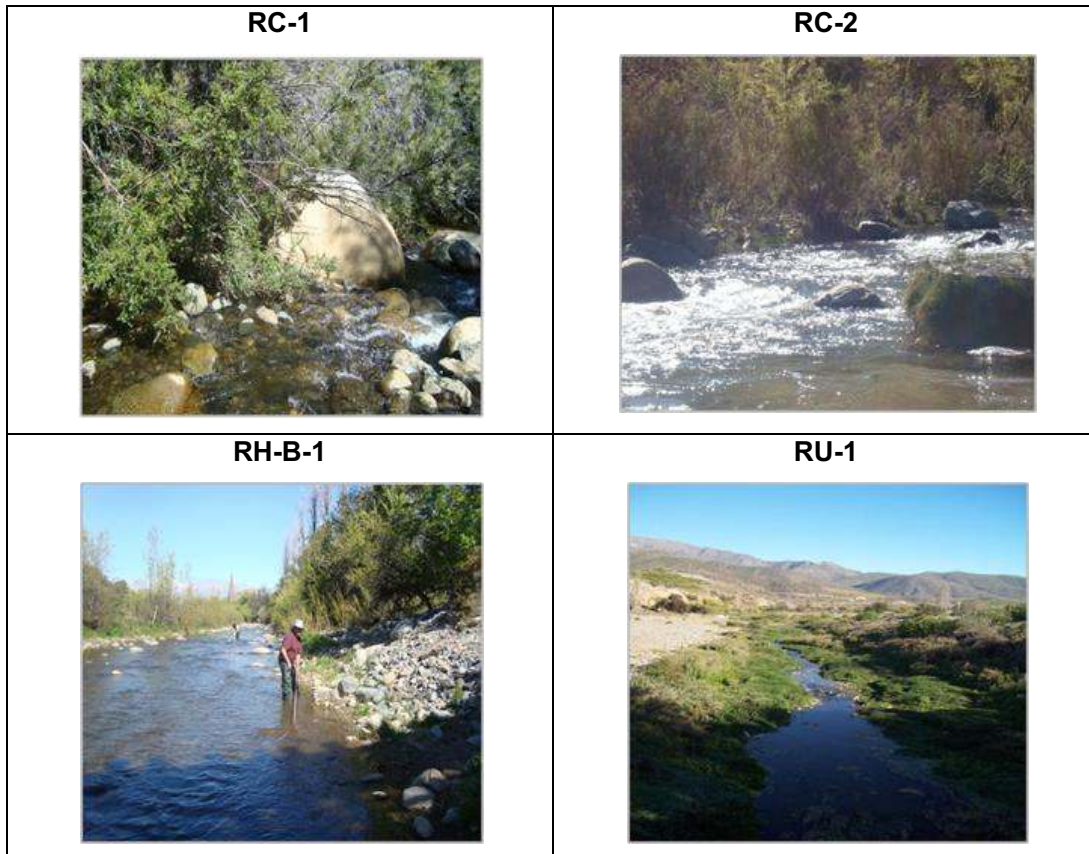
Fuente: elaboración propia

Los ríos prospectados de la subcuenca del río Grande Hurtado son de cauce angosto menor a 10 m de ancho y de flujo permanente hasta antes del Embalse La Paloma, posterior a la salida del Embalse hay periodos en los cuales el flujo se ha interrumpido e incluso han sucedido épocas de anoxia y emisión de sulfuro (Figura 51).



### C) Sub cuenca río Huatulame

Figura 52. Registros fotográficos de estaciones de muestro en río Huatulame.

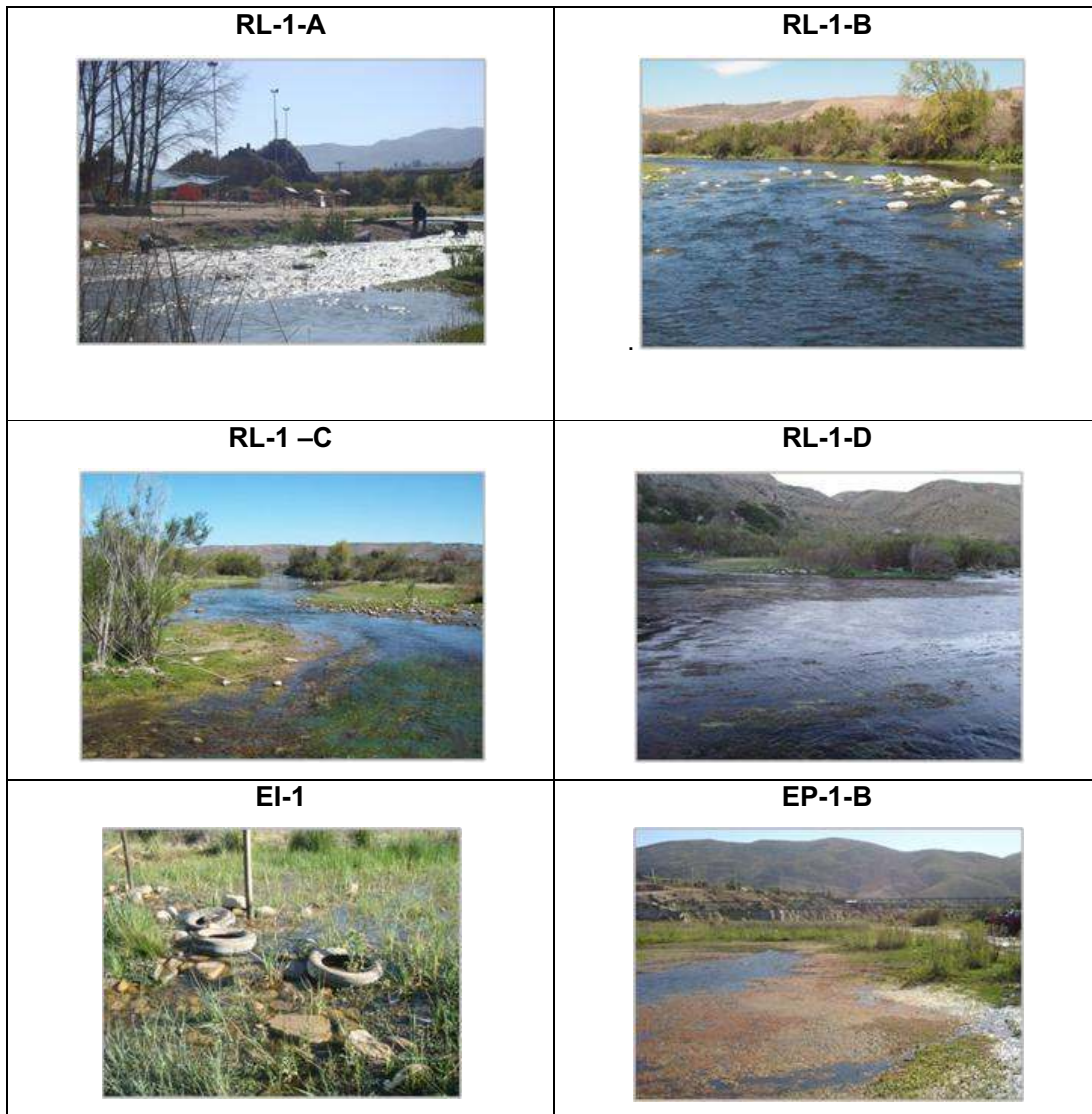


Fuente: elaboración propia

Los ríos prospectados de la subcuenca del río Huatulame poseen alteraciones de cauce, con flujos intermitentes en varios tramos de ríos. La parte más afectada es la que comprende la salida del Embalse Cogotí, observándose un tramo altamente eutroficado, específicamente el Río Huatulame, con gran desarrollo de macrófitas (RU-1), Fig. 52.

#### D) Sub cuenca río Limarí

Figura 53. Registros fotográficos de estaciones de muestro en río Huatulame.



Fuente: Elaboración propia

Los ríos prospectados de la subcuenca del río Limarí son uno de los más afectados de la cuenca (Fig.53). Sufren modificaciones de cauce, presiones antrópicas por actividad minera y turística en los tramos. La parte baja además se caracteriza por aportes de acuíferos salinos considerados naturales, los que se localizan bajo el sistema interconectado de embalse. Los embalses regulan los flujos y hasta hoy su regulación depende de las demandas hídricas para regadío sin considerar caudales ecológicos.

### 7.5.3.3. Índice de Clasificación de la zona de ribera (QBR)

En general al comparar las diferentes subcuencas se observó que la del Limarí posee los valores más bajos de QBR (Fig. 54; tabla 69). Las estaciones que dan cuenta de un QBR de buena calidad (QBR > 70), constituye un 37% y están representadas por estaciones de cabecera de las subcuencas y tributarios. Más de un 50% de las estaciones de muestreo presentaron una regular a muy mala calidad, este porcentaje incluye principalmente a las estaciones ubicadas bajo un sistema embalse.

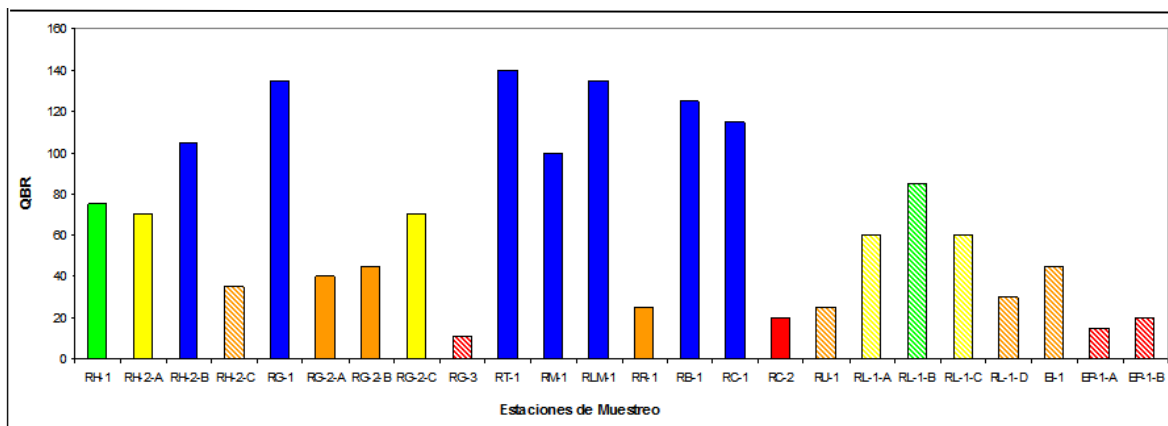
Tabla 69. Índice QBR en estaciones de muestreo cuenca del Limarí.

Subcuenca	Estación	Índice QBR
Río Hurtado	RH-1	75
	RH-2-A	70
	RH-2-B	105
	RH-2-C	35
Río Grande	RG-1	135
	RG-2-A	40
	RG-2-B	45
	RG-2-C	70
	RG-3	11
	RT-1	140
	RM-1	100
	RLM-1	135
	RR-1	25
Río Huatulame	RB-1	125
	RC-1	115
	RC-2	20
	RU-1	25
Río Limarí	RL-1-A	60
	RL-1-B	85
	RL-1-C	60
	RL-1-D	30
	EI-1	45
	EP-1-A	15
	EP-1-B	20

Fuente: Elaboración propia



Figura 54. Índice de Clasificación de la Zona de Ribera de las estaciones de muestreo.



\*Achurado: estaciones de muestreo bajo embalse

Fuente:Elaboración propia

Calidad	Rango	Color
Bosque de ribera sin alteraciones, muy buena calidad	> 95	Azul
Bosque ligeramente perturbado, buena calidad	71 – 95	Verde
Inicio de alteración importante, regular calidad	46 – 70	Amarillo
Alteración fuerte, mala calidad	21 – 45	Naranja
Degradación extrema, muy mala calidad	= 20	Rojo

Fuente: Pardo *et al.*, 2002

### 7.5.3.4. Índice de Hábitat Fluvial (IHF)

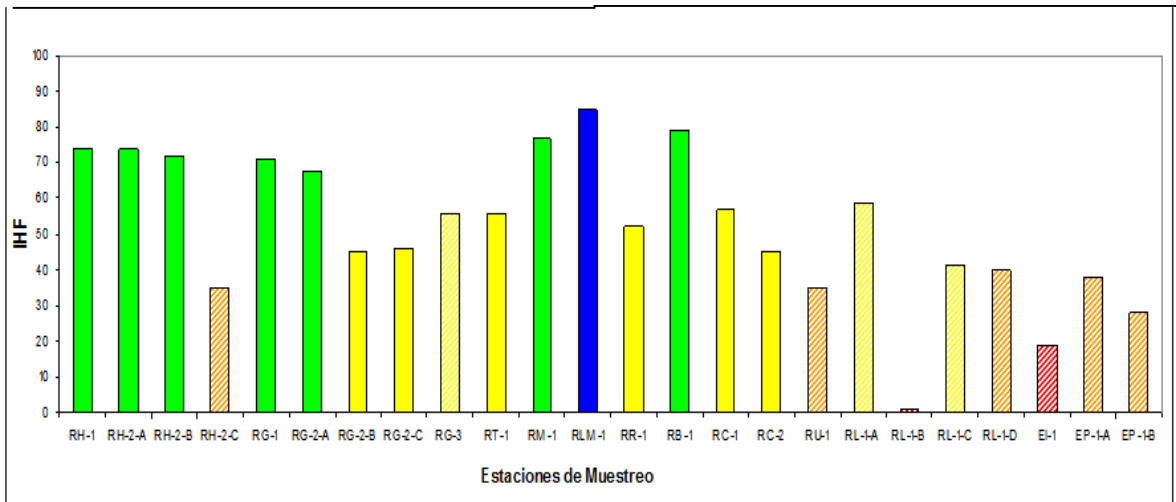
La heterogeneidad del hábitat, fue mayor en el río Hurtado en los tramos que están por sobre el embalse y por lo tanto menos intervenidos. En el río Grande los tramos de mayor altura muestreados presentaron puntajes similares a los del río Hurtado junto al río Mostazal y río Combarbalá. El puntaje más alto lo presentó Los Molles también tramo localizado a mayor altura. Las estaciones que representaron los tramos más bajos fueron las de menor puntaje que abarcaron el río Limarí y relacionados con esteros de gran presión por actividad minera y fuerte modificación morfológica. De las estaciones muestreadas un 33 % representó un puntaje de IHF que representó un tramo de buena calidad (considerando un valor mayor a 75); 38% de regular calidad (puntaje mayor a 45) y un 29% con puntaje de baja calidad de hábitat fluvial. Las estaciones bajo embalse resultaron con un IHF de regular a malo, presentando hábitats más homogéneos (Fig. 55; Tabla 70).

Tabla 70. Índice de Hábitat Fluvial por estación de muestreo de cuenca del río Limari.

Subcuenca	Estación	Índice IHF
Río Hurtado	RH-1	74
	RH-2-A	74
	RH-2-B	72
	RH-2-C	35
Río Grande	RG-1	71
	RG-2-A	68
	RG-2-B	45
	RG-2-C	46
	RG-3	56
	RT-1	56
	RM-1	77
	RLM-1	85
	RR-1	52
Río Huatulame	RB-1	79
	RC-1	57
	RC-2	45
	RU-1	35
Río Limari	RL-1-A	59
	RL-1-B	11
	RL-1-C	41
	RL-1-D	40
	EI-1	19
	EP-1-A	38
	EP-1-B	28

Fuente: Elaboración propia

Figura 55. Índice de Hábitat Fluvial por estación de muestreo de la cuenca del río Limarí.



\*En achurado se denotan las estaciones de muestreo bajo embalse.

Fuente: Elaboración propia

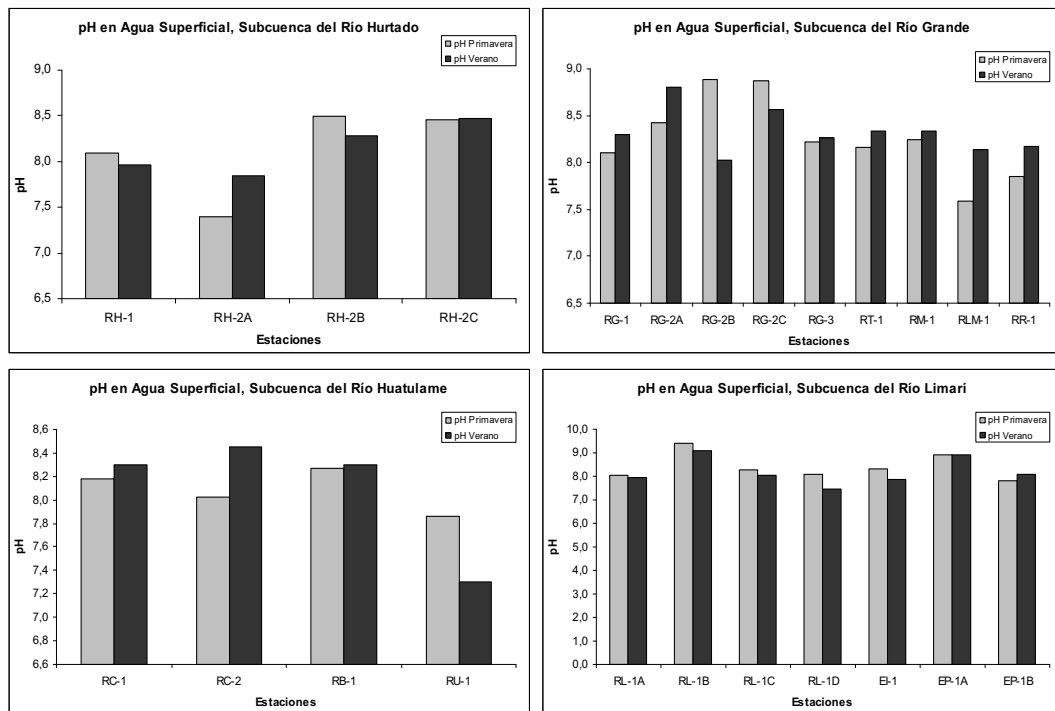
## 7.5.4. Componente Físico y Químico

### 7.5.4.1. Descripción por campaña y estación de muestreo

#### pH

Los pH se consideraron básicos por sobre 7,5. Las estaciones que presentaron mayor pH fueron las que corresponden a la subcuenca Limarí, río Grande y río Hurtado, en estaciones cercanas a embalses donde además hay influencia de poblados, estas estaciones también presentaron altas concentraciones de DQO por sobre 40 mg/L (Fig.56).

Figura 56. pH de agua superficial, primavera y verano.



Fuente: Elaboración propia

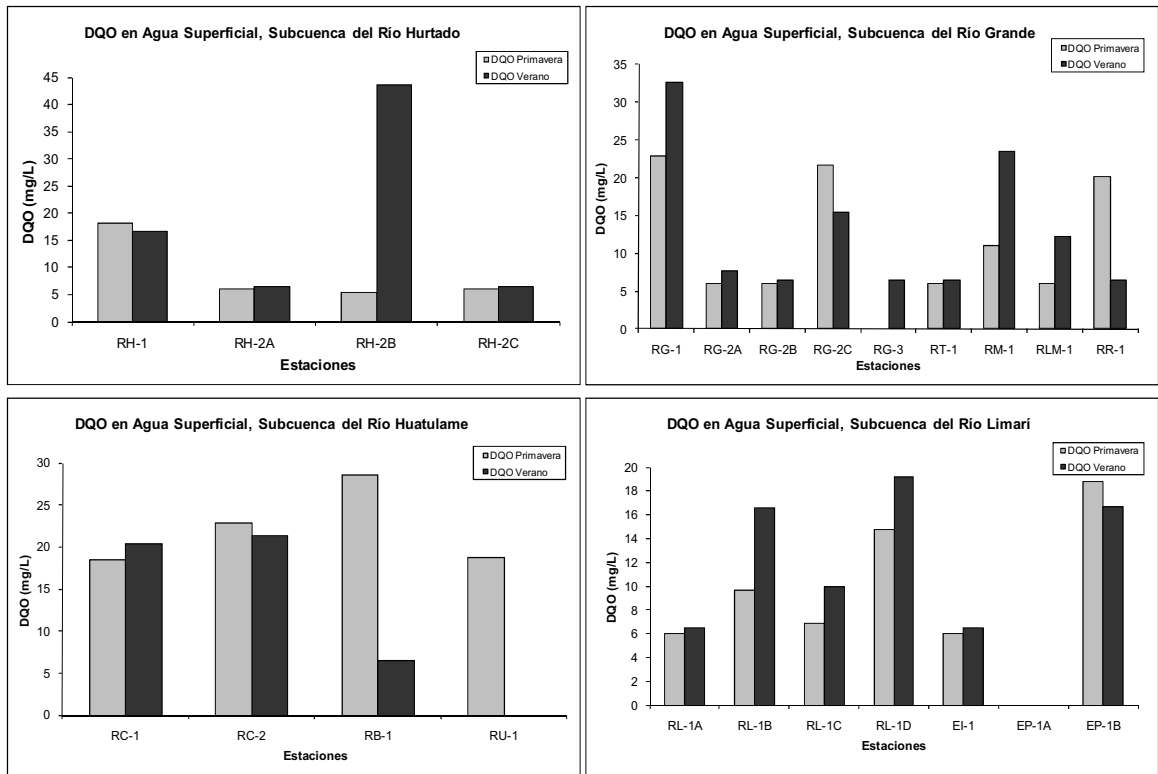
#### DQO

En la subcuenca del Río Hurtado los valores de DQO presentaron el máximo valor en la estación RH-2-B en la época de verano siendo ocho veces mayor al DQO del período de primavera, el resto de las estaciones de la subcuenca presentaron un comportamiento similar en ambos períodos de muestreo. Para la subcuenca de Huatulame sólo la estación RB-1 obtuvo un valor cercano a 30 mg/L y en primavera. Para el río Grande la estación RG-1 fue la de mayor valor cercano a los 35 mg/L. Los



valores de DQO fueron en general más bajos para la subcuenca del Río Limarí presentando en verano mayor concentración de DQO que en primavera a excepción de la estación EP-1 (Fig.57).

Figura 57. Demanda Química de Oxígeno (DQO) en agua superficial, primavera y verano.

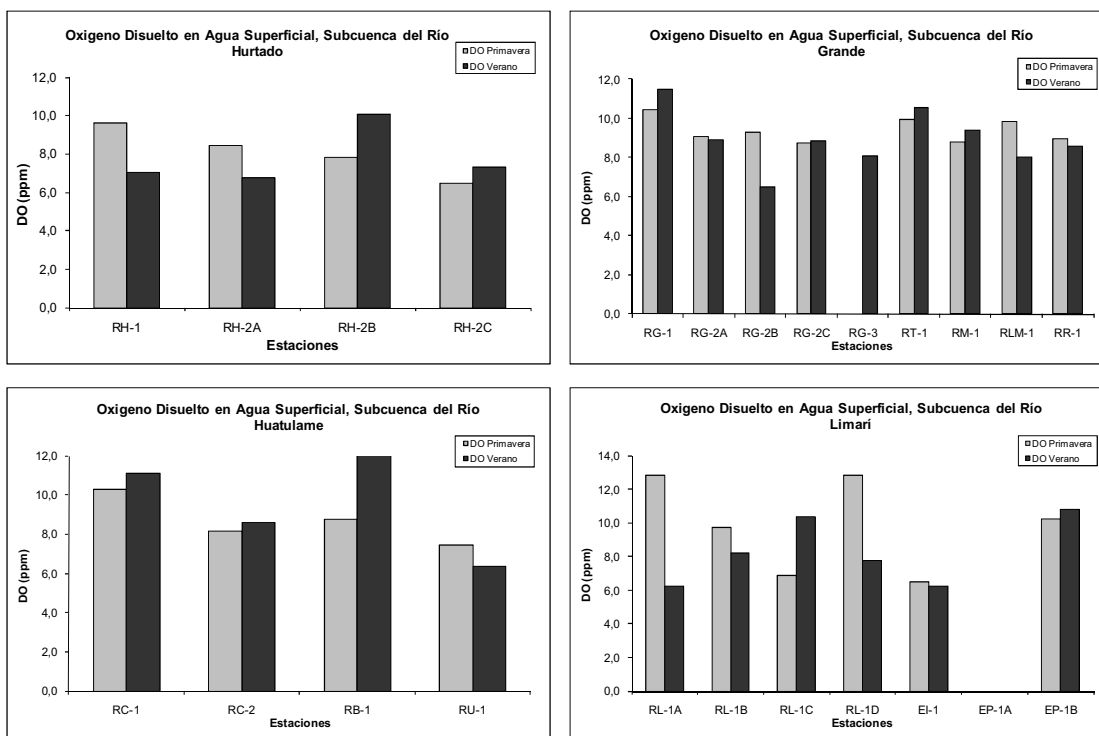


Fuente: Elaboración propia

### Oxígeno disuelto

En general el río se presentó oxigenado para la biota encontrándose una concentración por sobre los 5 mg/L de oxígeno. Concentraciones más bajas de 6 ppm aproximadamente se encontraron en verano en Río Grande RG-2-B , Río Huatulame RU-1, Río Limarí RL-1-A y Estero el Ingenio, esto podría atribuirse a mayores temperaturas lo cual favorece la degradación de la materia orgánica en esos sectores, a excepción de la estación del río grande RG-2-B estación caracterizada por la actividad agrícola. (Fig. 58).

Figura 58. Oxígeno Disuelto en agua superficial, primavera y verano.



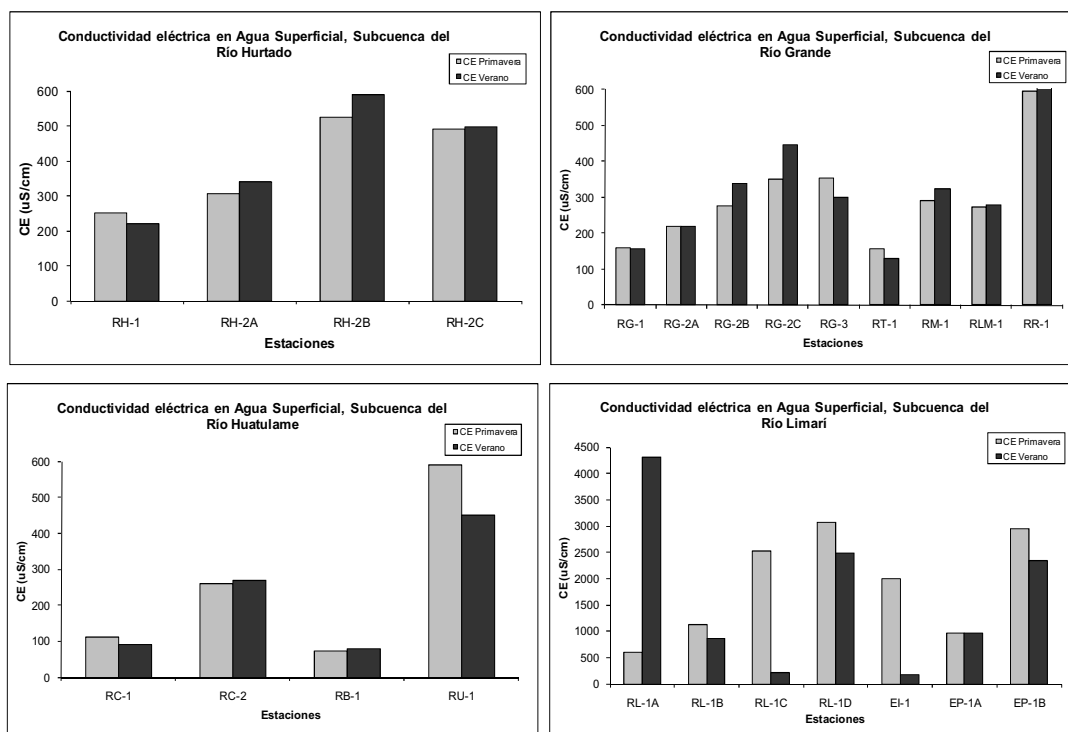
Fuente: Elaboración propia

### Conductividad eléctrica

Las conductividades eléctricas (CE) más altas se relacionaron con los mayores valores de sulfatos, destacando la estación más potámica del río Limarí RL-1-D, con mayor influencia marina, considerando que las concentraciones de cloruro se registró por sobre 500 mg/L.

Le sigue la sub cuenca del río Hurtado en las estaciones RH-2B y RH-2 C, con un alto contenido de sales atribuido a la actividad minera. Para la subcuenca del río Huatulame en la estación RU-1 se observó en especial en la época de primavera riles mineros y aguas servidas. En la subcuenca río Grande destacó la estación RR-1 por el uso de fertilizantes y metales pesados (Fig. 59).

Figura 59. Conductividad Eléctrica en agua superficial, primavera y verano.

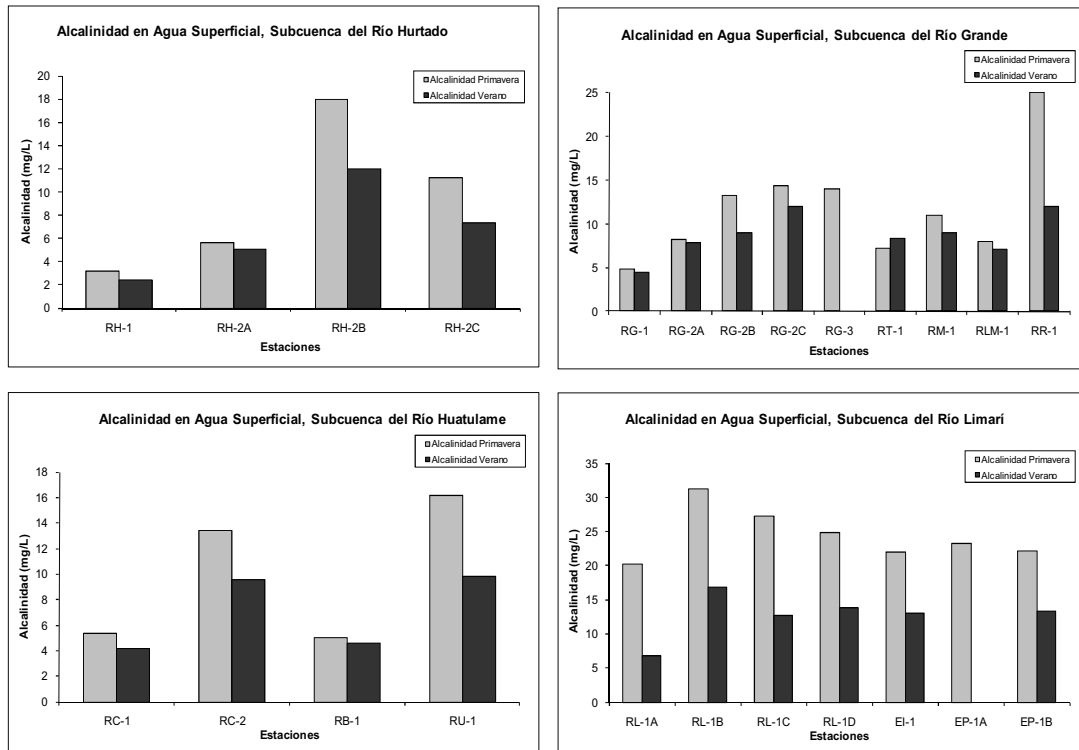


Fuente: Elaboración propia

## Alcalinidad

En general los mayores valores de alcalinidad en la cuenca del río Limarí fueron más altos en primavera. En la subcuenca del río Hurtado, la alcalinidad más elevada se observó en la estación RH-2-B con 18 mg/L. Para la subcuenca de río Grande la estación RR-1 presentó la alcalinidad mayor con 25 mg/L. En la subcuenca del río Huatulame, la estación RU-1 con 16,20 mg/L presentó el valor más elevado. Por su parte la subcuenca del río Limarí, presentó la mayor alcalinidad fue en la estación RL-1-B con 31,20 mg/L seguido por la estación RL-1-C con 27,20 mg/L. Los suelos de pH neutro a ligeramente alcalino presentes en la cuenca determinarían la alcalinidad observada en las estaciones de muestreo (Fig.60).

Figura 60. Alcalinidad en agua superficial, primavera y verano.

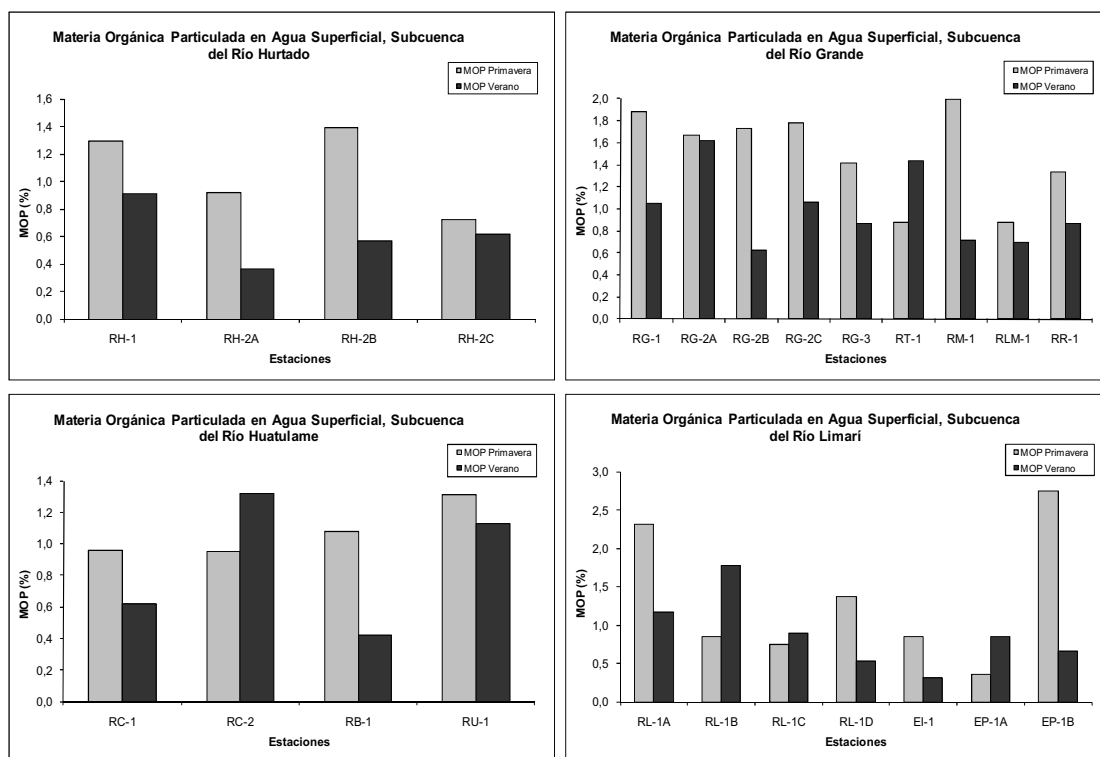


Fuente: Elaboración propia

### Materia orgánica articulada (MOP)

En general los porcentajes de materia orgánica particulada fueron mayores en primavera que en verano. Para Río Hurtado los mayores porcentajes en Primavera fueron para las estaciones RH-1 y RH-2B; para la subcuenca de Río Grande para primavera fluctuaron entre 0,8 % a 2%. El menor valor fueron para la estación RT-1 y RLM-1, el resto de los sitios de muestreo superan el 1.2%. Sin embargo para la subcuenca Huatulame para primavera los rangos fueron muy similares entre 1 % a 1.2%. Para la subcuenca del río Limarí las estaciones que superaron el 2 % fueron RL1-A y EP-1B. En Primavera el caudal incrementa y hay ingreso de material alóctono al cauce fluvial, tales como hojas y ramas, proveniente del bosque de ribera adyacente al cauce, que en general se compone de arbustos y árboles. La subcuenca del Limarí presentó los mayores porcentajes (Fig. 61).

Figura 61. **Materia Orgánica Particulada (MOP) en agua superficial, primavera y verano.**



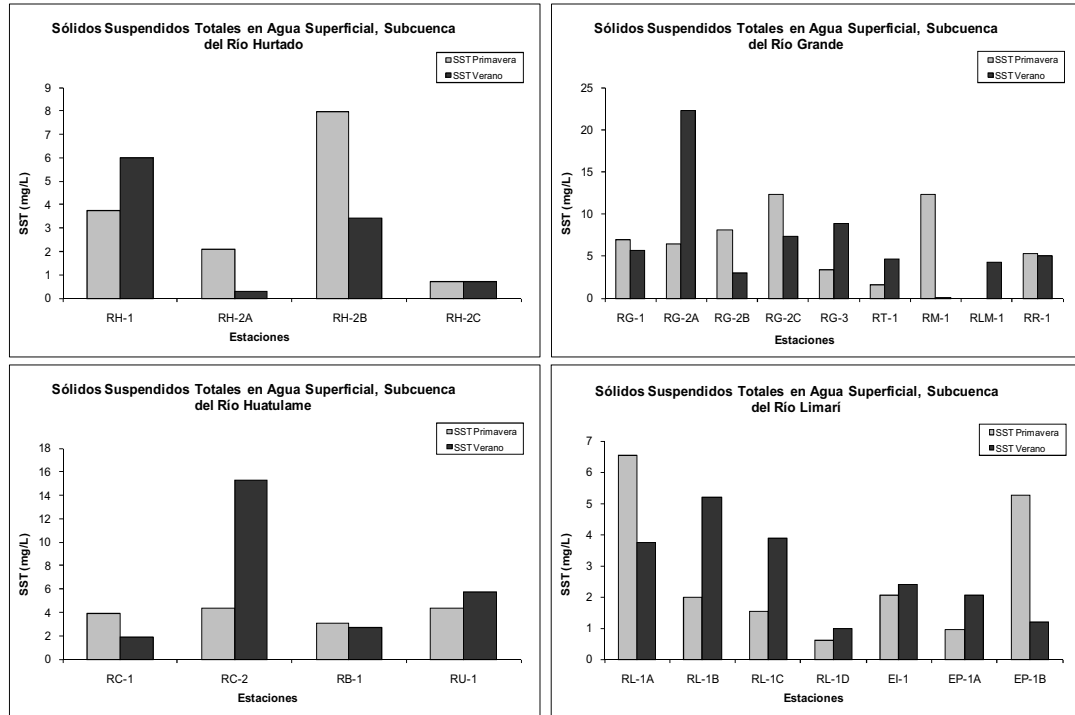
Fuente: Elaboración propia

### Sólidos suspendidos totales (SST)

En la subcuenca del río Hurtado, los mayores valores de sólidos suspendidos totales se encontraron en las estaciones RH-2-B en período de primavera y en RH-1 en período de verano siendo estas de 7,92 mg/L y 6,0 mg/L, respectivamente (Fig.64). En campaña de verano en la subcuenca del río Grande, la estación RG-2-A presentó alta concentración de SST con 22,3 mg/L, siendo la mayor de la cuenca del Limarí. Los sólidos suspendidos en esta zona estaría influenciados por la pendiente reportada para esta estación, por lo que las condiciones hidrodinámicas favorecerían la meteorización, aumentando con ello la concentración de partículas suspendidas, además del efecto de la escorrentía que lava los suelos contiguos dejando gran cantidad de sedimento. La menor concentración en el mismo período correspondió a la estación RM-1 con 0,1 mg/L. La estación RC-2 en período de verano resultó presentar las mayores concentraciones de SST con 15,3 mg/L en la subcuenca del río Huatulame. En la subcuenca del río Limarí las concentraciones del período de verano fueron mayores a las del período de primavera, excepto en las estaciones RL-1-A y

EP-1-B, donde se presentaron las mayores concentraciones de la subcuenca al comparar ambos períodos, (Fig. 62).

Figura 62. Sólidos suspendidos totales en agua superficial, primavera y verano.

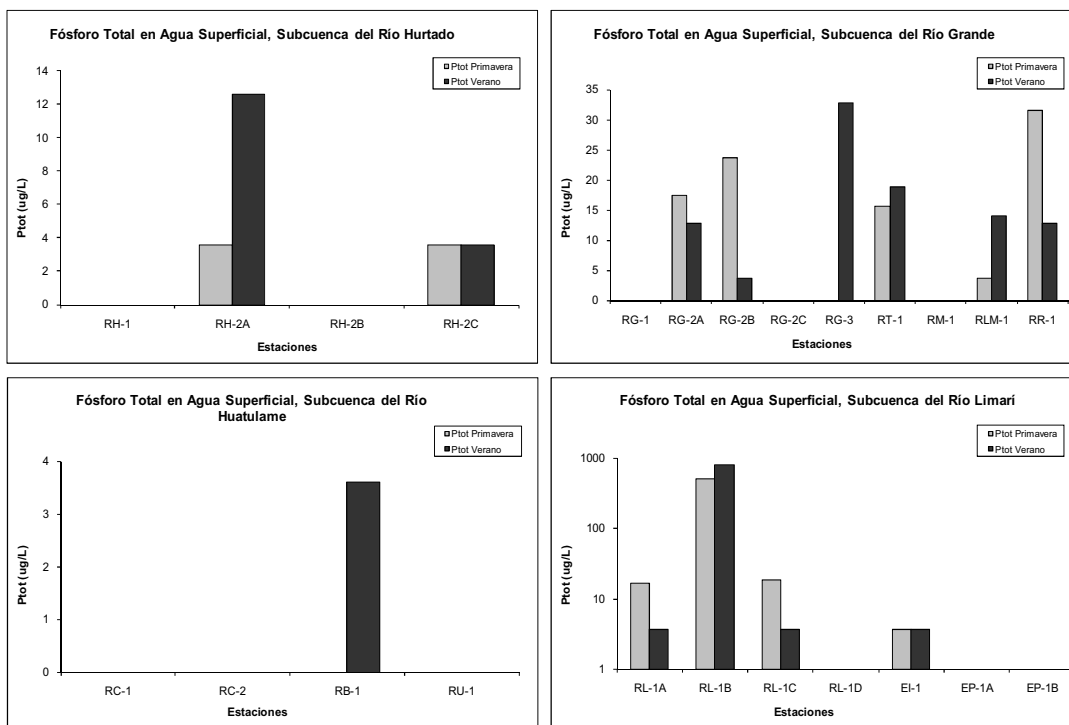


Fuente: Elaboración propia

## Nutrientes

Respecto a los nutrientes la estación con los valores más altos en concentraciones de Nitrógeno total y Fósforo total tanto en época de primavera como verano. Fue la subcuenca del Río Limarí, destaca RL-1-B San Julián sobre todo para fosforo total. Este lugar altamente intervenido por ganadería, donde se observó alta biomasa de algas y macrófitas cubriendo el lecho del río. La subcuenca de río Hurtado y de Río Huatulame presentaron las menores concentraciones de fósforo bajo 14 mg/L. Para la subcuenca del Río Grande el mayor valor fue para RG-3 con 35 mg/L. Destacan las concentraciones de RL-1B tanto en primavera como en verano cercanos a 1000 mg/L, (Fig.63).

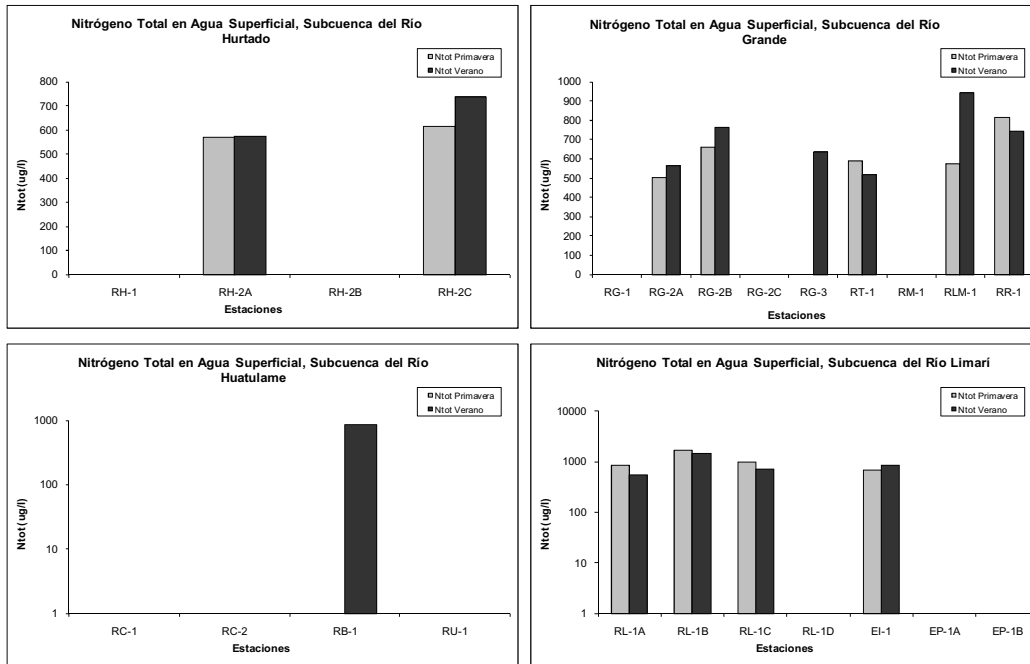
Figura 63. Fósforo Total en agua superficial, primavera y verano.



Fuente: Elaboración propia

Para el Nitrógeno total las mayores concentraciones presentaron concentraciones por sobre 500 mg/L. Para la subcuenca de Río Hurtado destacan las estaciones RH-2-A y RH-2-C, esta última con concentraciones por sobre 600 mg/L, lo que podría ser atribuible a la acumulación de nutrientes por regulación del flujo del embalse. En general las estaciones bajo embalse presentaron influencia de las aguas servidas y tendencia a la eutrofización.. Río Grande presentó una elevada concentración en RG-2-A, RG-2-B, RG-3, RT-1 y RR-1 atribuible a contaminación por aguas servidas. (Fig. 64)

Figura 64. Nitrógeno Total en agua superficial, primavera y verano.



Fuente: Elaboración propia

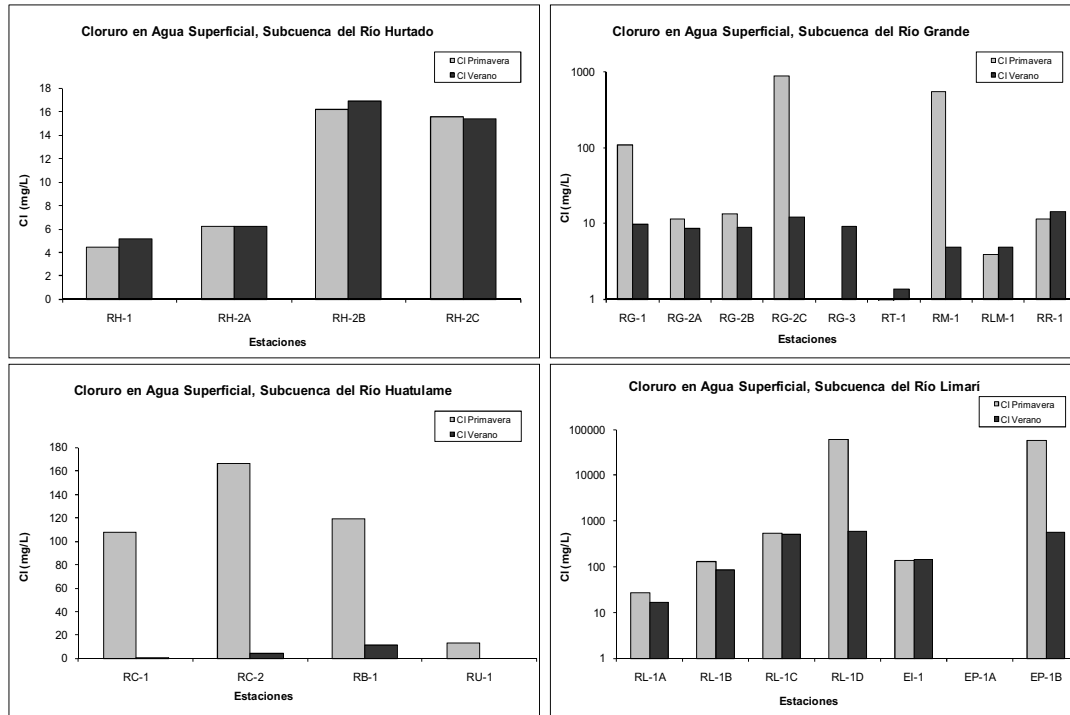
## Cloruros

Los cloruros se presentaron más elevados en la estación RH-2-B con 16, 2 mg/L en verano, en la subcuenca del río Hurtado.

Para la subcuenca del río Grande, la estación RG-2-C en primavera presentó 866,80 mg/L de cloruros (Fig. 65). La estación RC-2, subcuenca del río Huatulame, presentó 166, 80 mg/L de Cloruro en primavera. En la subcuenca del río Limarí la estación con mayor concentración fue RL-1-D con 59301 mg/L, correspondiendo al máximo de la cuenca, este se originaría por efectos de aguas subterráneas como producto de lixiviaciones (DGA, 2004).



Figura 65. Cloruro Total en agua superficial, Cuenca del Río Limarí, primavera y verano

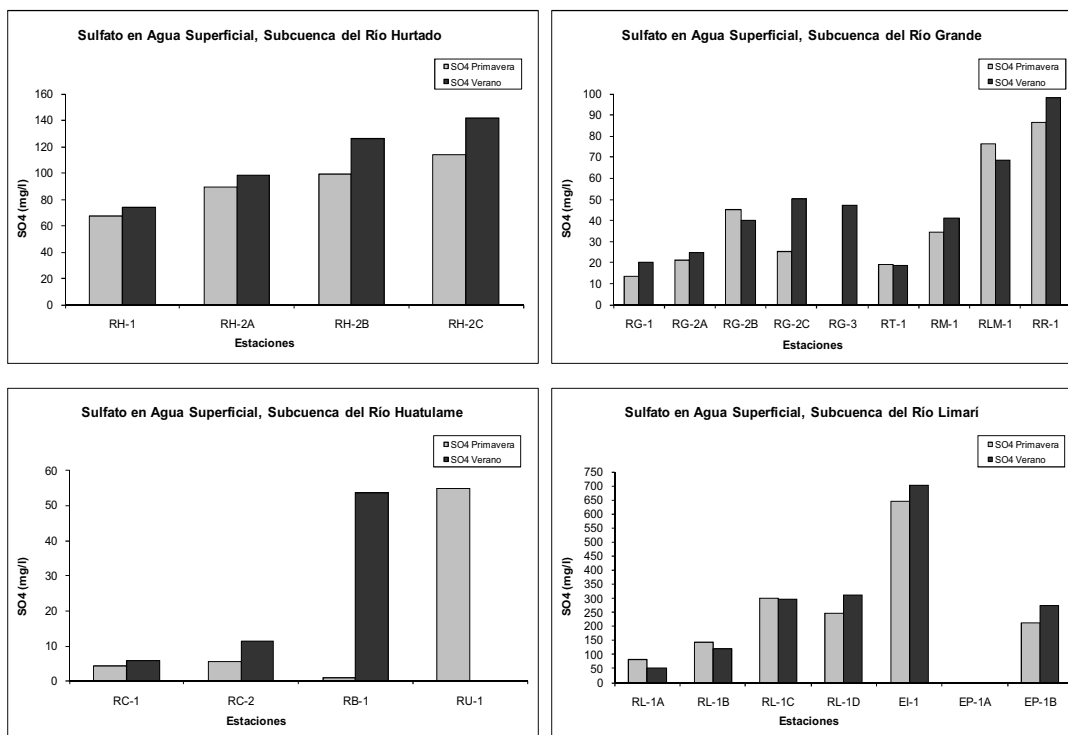


Fuente: Elaboración propia

## Sulfatos

Los sulfatos alcanzaron sus valores máximos en las estaciones RH-2-C con 142 mg/L, en RR-1 con 98,30 mg/L, ambas estaciones en periodo de verano y en RU-1 con 55 mg/L en primavera, estas corresponden a estaciones de las subcuencas del río Hurtado, Grande y Huatulame respectivamente (Fig.66). En la subcuenca del río Limarí, la estación EI-1 presenta la mayor concentración de  $\text{SO}_4^{-2}$  lo que podría estar asociado a los desechos provenientes de la actividad minera que se realiza en el sector, particularmente de la utilización de ácido sulfúrico para el procesamiento de cobre por la Mina Panulcillo que se ubica en el borde occidental del estero.

Figura 66. Sulfato en agua superficial, primavera y verano.



Fuente: Elaboración propia

#### 7.5.4.2. Descripción iónica integrada por Sub Cuenca

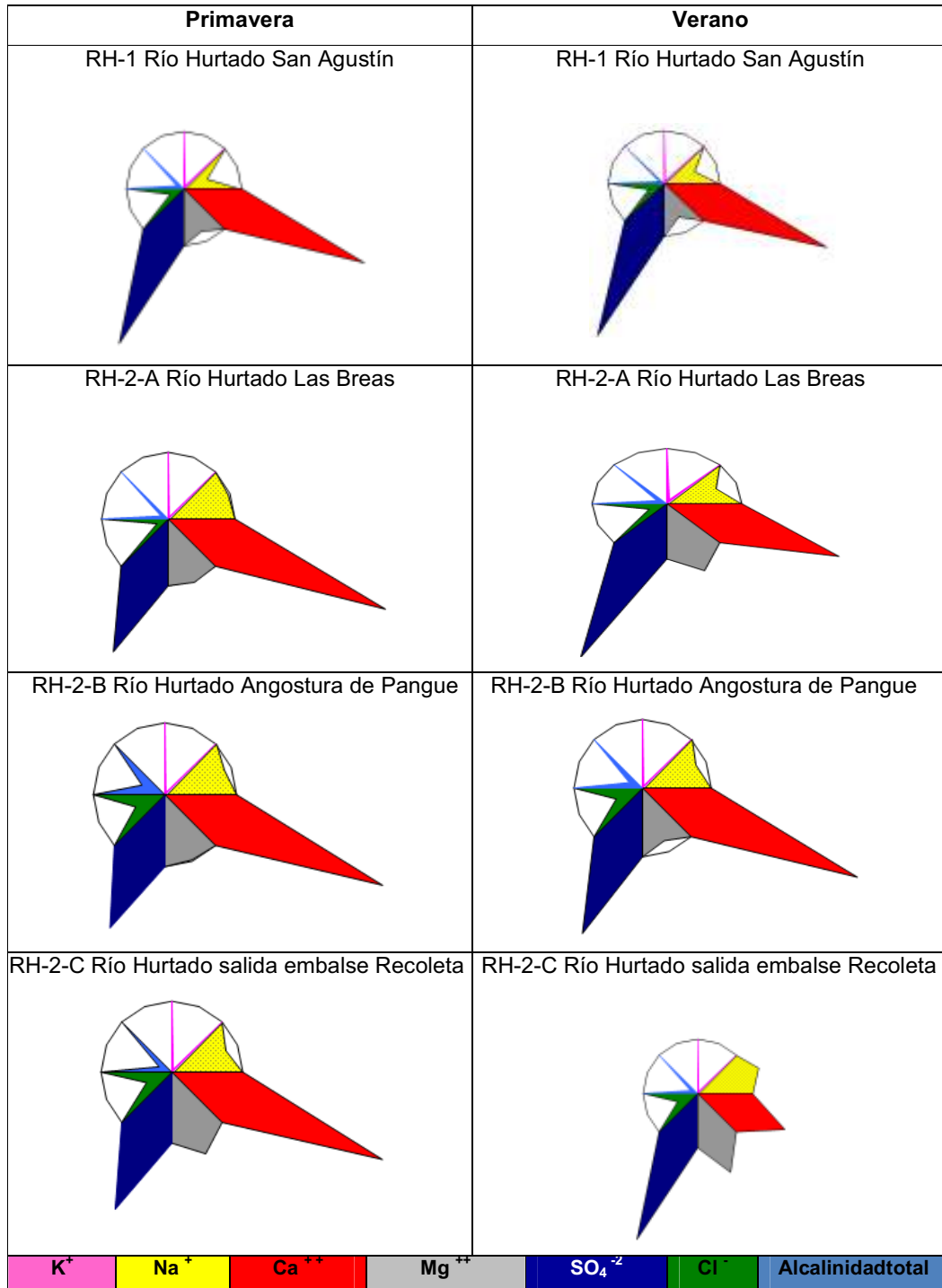
Se describe la calidad de agua de cada estación de muestreo de la cuenca del Limarí según la composición iónica mediante diagramas hidroquímicos de Maucha para cada subcuenca.

##### a) Sub Cuenca Río Hurtado

Para esta subcuenca se puede observar que el tipo de agua es de tipo sulfatada cálcica, los diagramas resultaron similares para las campañas de primavera y verano tomando en cuenta el tramo del río Hurtado desde San Agustín a Angostura de Pangué. Posteriormente la conectividad del río queda interrumpido por el Embalse Recoleta y el diagrama de maucha en la estación RH-2-C Río Hurtado salida embalse Recoleta, fue diferente entre ambas campañas. Para la campaña de primavera este fue similar al resto de la subcuenca, donde en general domina el ión calcio, pero para la campaña de verano la composición iónica en sulfato fue muy relevante, disminuyendo notoriamente el calcio. El rol regulador del embalse estaría influyendo en la calidad de agua, siendo importante en verano donde el caudal disminuye, sin embargo en

primavera los deshielos deberían aumentar la composición cálcica asociado a la meteorización (Fig.67).

Figura 67. Diagramas Hidroquímicos Sub Cuenca río Hurtado



Fuente: Elaboración propia

## **b) Sub Cuenca río Grande**

Como generalidad en las aguas de la subcuenca de río Grande predominó el ión Calcio y se establecieron diferencias en la composición iónica entre primavera época de deshielos y verano, con menor caudal, donde probablemente el proceso de evaporación adquiere gran importancia (Fig, 68).

Se puede observar en la Figura 68, que para la estación RG-1 Río Grande en Las Ramadas, los diagramas fueron diferentes entre primavera y verano. Las aguas en primavera fueron de dominio del ión cloro, sin embargo en verano fueron de tipo cálcicas con presencia de los iones sulfato y sodio por sobre el cloruro.

Para la estación RG-2-A Río Grande en Cuyano, los diagramas fueron similares. Se aprecia la presencia de la mayoría de los iones para ambas campañas, pero las aguas se clasifican de tipo cálcicas. Sin considerar el ión calcio, en primavera se destacaron el sulfato, magnesio, sodio y cloruro. Para la campaña de verano se repite la misma tendencia a excepción del cloruro y de la alcalinidad total que cobra menor porcentaje.

Para la estación RG-2-B Río Grande en Coipo, los diagramas fueron similares. Se aprecia la presencia de la mayoría de los iones para ambas campañas, pero las aguas se clasifican de tipo cálcicas. Sin considerar el ión calcio, en primavera se destacaron el sulfato, y en segundo lugar los iones magnesio, sodio y cloruro. Para la campaña de verano se repite la misma tendencia pero el sulfato y magnesio predominaron por sobre el ión sodio y en menor porcentaje el ión cloruro.

Para la estación RG-2-C Río Grande en Puntilla San Juan, los diagramas entre campañas fueron muy diferentes. Las aguas en primavera fueron cloruradas y en verano de tipo cálcicas. En primavera el porcentaje de calcio fue muy bajo. Para verano las aguas se clasificaron de tipo cálcicas-sulfatadas. Cobrando también representatividad los iones sodio y magnesio, seguido de cloruro.

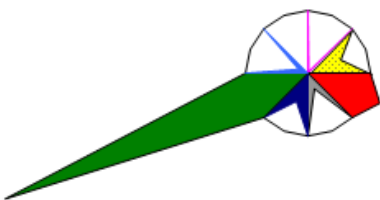
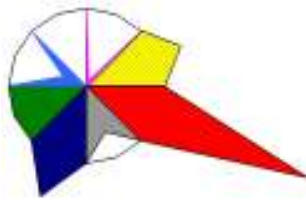
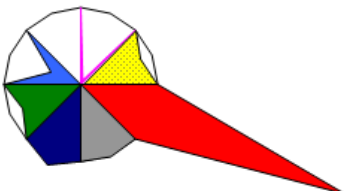
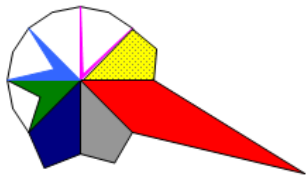
Para la estación RT-1 Tascadero en desembocadura que es afluente del río Grande, los diagramas entre campañas fueron muy similares y las aguas resultaron de tipo cálcicas. En menor representatividad se encontraron los iones sulfato y magnesio, que estuvieron por sobre el sodio.

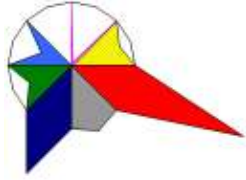
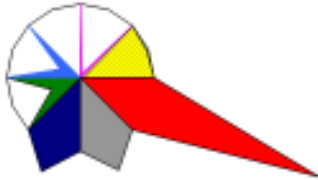


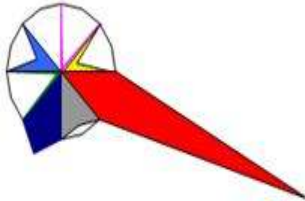
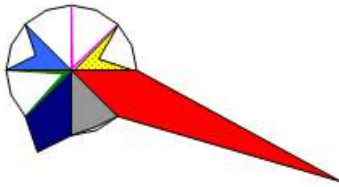
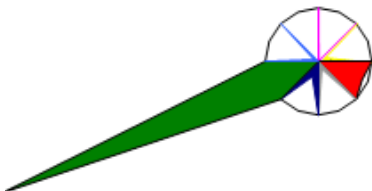
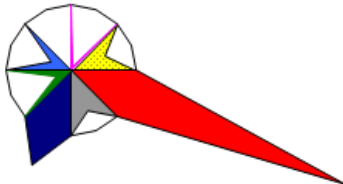


Para la estación RM-1 río Mostazal en Cuestecita afluente del río Grande, los diagramas entre campañas fueron muy diferentes. Las aguas en primavera fueron cloruradas y en verano de tipo cálcicas. En primavera el porcentaje de calcio fue muy bajo. Para verano las aguas se clasificaron de tipo cálcicas-sulfatadas. En menor representatividad se presentaron los iones sodio y magnesio, seguido de porcentajes muy bajos de cloruro.

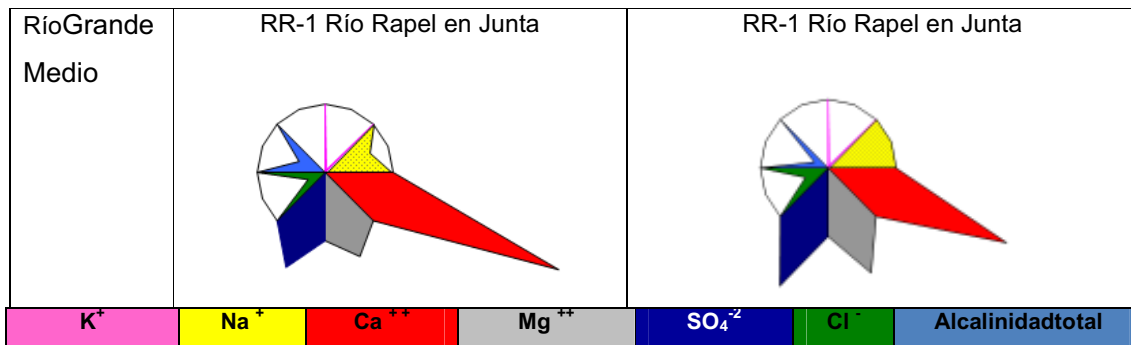
Para la estación RL M-1 Río Los Molles (Rapel en Palomo), los diagramas revelaron aguas de tipo cálcicas y sulfatadas para primavera. En verano la situación fue diferente resultando aguas cálcicas pero con gran importancia de los iones sulfato y magnesio, seguido del sodio.

Para la estación RR-1 Río Rapel en Junta, los diagramas entre campañas fueron muy similares y las aguas resultaron de tipo cálcicas, con representatividad importante de sulfato y magnesio seguido del ión sodio.

Figura 68. Diagramas Hidroquímicos de Sub Cuenca río Grande.

Subcuenca	Primavera	Verano
Río Grande Alto	RG-1 Río Grande en Las Ramadas 	RG-1 Río Grande en Las Ramadas 
Río Grande Alto	RG-2-A Río Grande en Cuyano 	RG-2-A Río Grande en Cuyano 

Río Grande Medio	RG-2-B Río Grande en Coipo 	RG-2-B Río Grande en Coipo 
Río Grande Medio	RG-2-C Río Grande en Puntilla San Juan 	RG-2-C Río Grande en Puntilla San Juan 
Río Grande Alto	RT-1 Tascadero en desembocadura 	RT-1 Tascadero en desembocadura 
Río Grande Alto	RM-1 Río Mostazal en Cuestecita 	RM-1 Río Mostazal en Cuestecita 
Río Grande Alto	RL M-1 Río Los Molles (Rapel en Palomo) 	RL M-1 Río Los Molles (Rapel en Palomo) 



Fuente: Elaboración propia

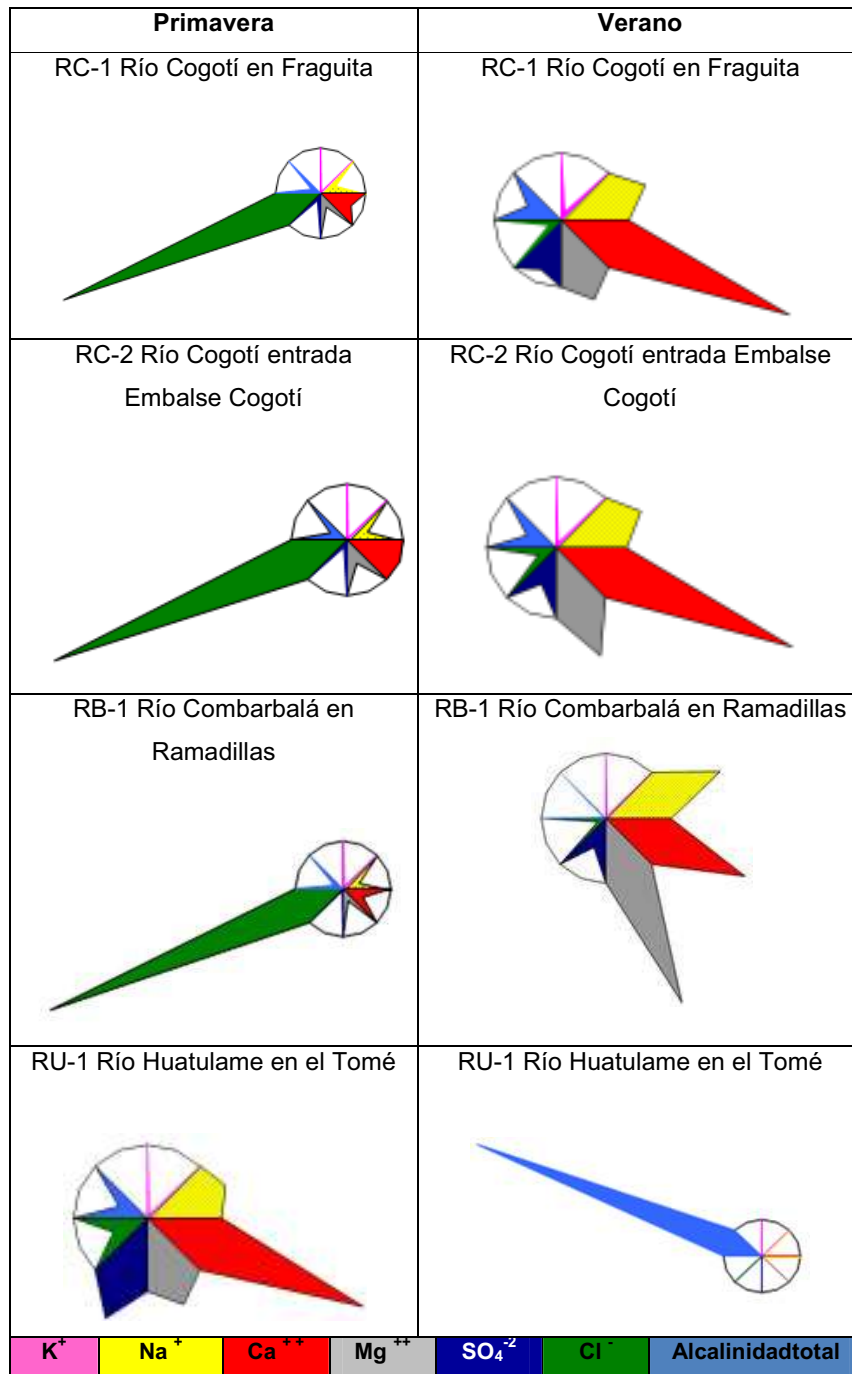
### c) Sub Cuenca río Huatulame

Como generalidad en las aguas de la subcuenca de Río Huatulame resultaron diferentes entre primavera y verano. Las aguas en primavera fueron de tipo cloruradas y en verano variaron según la estación predominando el ión calcio, magnesio y sodio. La estación bajo el embalse Cogotí tuvo una respuesta diferente, en primavera las aguas fueron de tipo cálcicas y en verano no se destacó la presencia iónica sino que fuá la alcalinidad total a la forma de ácido carbónico, esta respuesta muy particular puede estar reflejando la baja disponibilidad de agua en esa campaña, un ambiente muy eutroficado rico en materia orgánica, (Fig.69).

Para la estación RC-1 río Cogotí en Fraguita y RC-2 río Cogotí entrada Embalse Cogotí, los diagramas entre campañas fueron muy diferentes. Las aguas en primavera fueron cloruradas y en verano de tipo cálcicas. En primavera el porcentaje de calcio fue muy bajo. En verano seguido del calcio se observa que los iones predominantes fueron magnesio y sodio que estuvieron por sobre el sulfato.

Para la estación RCB1 río Cogotí en Ramadillas, los diagramas revelaron aguas de tipo cloruradas con bajo calcio para primavera, sin embargo para verano resultaron ser de tipo magnésicas-cálcicas-sódicas, el sulfato fue de menor importancia.

Figura 69. Diagramas Hidroquímicos Sub Cuenca Río Huatulame.



Fuente: elaboración propia



#### **d) Sub Cuenca río Limarí**

Esta subcuenca resultó de gran variabilidad, naturalmente presenta esteros, aportes de aguas subterráneas salinas e influencia marina en las zonas más bajas. Alta perturbación por poblados y actividad minera preferentemente.

La primera estación descrita RL-1-A Río Limarí en Peñones Bajos, está influenciada por actividad antrópica, sitio destinado a uso recreativo. Las aguas siguieron la tendencia de la cuenca, resultando en verano de tipo cálcicas, seguido de representatividad similar en porcentaje de los iones magnesio, sodio y sulfato.


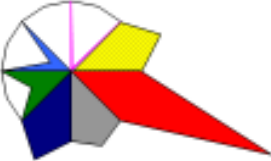







La estación RL-1-B Río Limarí en San Julián fue diferente, en primavera las aguas resultaron ser de tipo cálcicas y en verano de tipo sódicas. También en igualdad de representatividad se mostraron los iones magnesio, sodio y sulfato en primavera y en verano todos los iones excepto del sodio tuvieron similar representatividad.

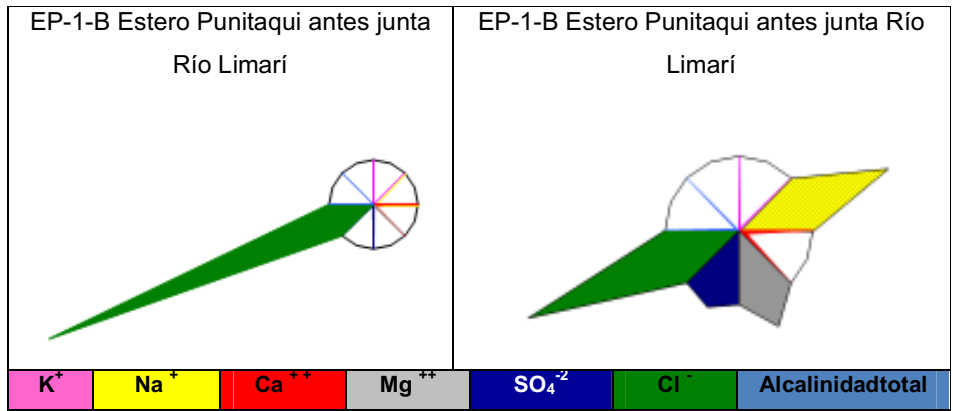
La estación RL-1-C Río Limarí en Barraza fue similar para ambas campañas resultando ser de tipo cloruradas-sódicas. El resto de los iones considerados magnesio, sodio y sulfato presentaron similitud de importancia.

La estación RL-1-D Río Limarí en Panamericana, es la estación de mayor influencia marina, en primavera las aguas resultaron de tipo cloruradas, sin embargo en verano también fueron de tipo cloruradas pero el sodio adquiere importancia.

Para la estación EI-1 Estero El Ingenio antes mina Cocinera, se observó que el tipo de aguas fueron de tipo sulfatadas para ambas campañas. Caso diferente resultó para la estación EP-1-B Estero Punitaqui antes junta Río Limarí, donde para primavera las aguas fueron de tipo cloruradas y para verano donde el flujo de agua fue muy escaso el tipo de agua fue clorurada-sódica.

Figura 70. Diagramas Hidroquímicos de Sub Cuenca río Limarí

Primavera	Verano
No aplica	RL-1-A Río Limarí en Peñones Bajos 
RL-1-B Río Limarí en San Julián 	RL-1-B Río Limarí en San Julián 
RL-1-C Río Limarí en Barraza 	RL-1-C Río Limarí en Barraza 
RL-1-D Río Limarí en Panamericana 	RL-1-D Río Limarí en Panamericana 
EI-1 Estero El Ingenio antes mina Cocinera 	EI-1 Estero El Ingenio antes mina Cocinera NO aplica 



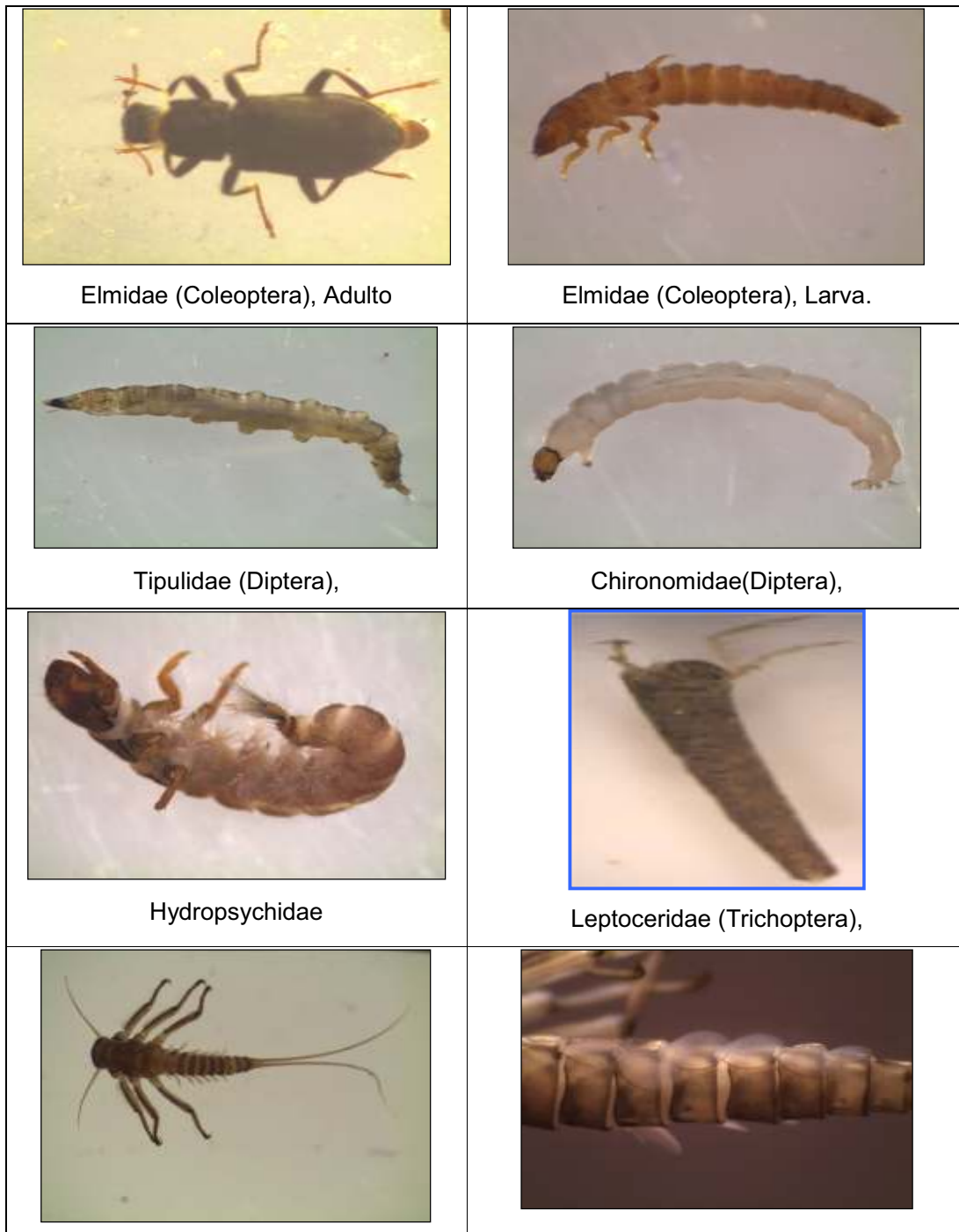
Fuente: elaboración propia





## 7.5.5. Componente Biológico

### 7.5.5.1. Abundancia relativa, Cuenca del Río Limarí

En la Figura 71 se muestran fotografías de ejemplares de bentos recolectados en la cuenca del río limarí.

Figura 71. Fotografías de familias más representativas de la cuenca del Limarí.



Baetidae (Ephemeroptera),	Familia Baetidae, detalle de branquias
 <p data-bbox="324 514 730 556">Leptophlebiidae (Ephemeroptera)</p>	 <p data-bbox="868 504 1274 546">Leptophlebiidae (Ephemeroptera)</p>
 <p data-bbox="381 892 673 934">Naididae (Oligochaeta)</p>	 <p data-bbox="925 892 1209 934">Physidae (Gastropoda)</p>

Fuente: elaboración propia

Se describen las abundancias relativas por cada subcuenca, para ambas campañas (primavera y verano). En general en la cuenca del río Limarí en se presentaron 20 Familias pertenecientes a la Clase Insecta, Gastropoda y Oligochaeta con una abundancia relativa mayor al 5%. En la subcuenca del río Hurtado, Grande y Huatulame las Familias Chironomidae, Baetidae, Elmidae e Hydropsychidae presentaron una abundancia relativa mayor al 10%. En la subcuenca del río Limarí la Familia Chironomidae también resultó una de las Familias más abundantes pero en asociación con Hydrobiidae e Hydroptilidae. (Fig.72).

## **A. Sub Cuenca del río Hurtado**

La Sub Cuenca del río Hurtado la componen las estaciones RH-1, RH 2-A y RH-2-B. Esta subcuenca presentó nueve familias que predominaron en las campañas de primavera y verano con más de un 5 %. Familias más destacadas por sobre un 50 %, fueron las familias Chironomidae, Baetidae, Dixidae y Caenidae. En la estación RH-1 predominó la familia Chironomidae para ambas campañas de muestreo con un rango de representatividad entre un 47,5 % a un 73,3 %. Para la estación RH-2-A las abundancias fueron diferente para ambas estaciones, donde se destacaron las familias Chironomidae (44 %) y Elmidae (32 %) para primavera y Caenidae (57 %) para verano, esta última está reconocida como familia indicadora de aguas de mala calidad (Roldan, 2003; Figueroa *et al.*, 2004). Para RH 2B las familias destacadas en primavera fueron Chironomidae (44 %) e Hydropsychidae con un 22 %, sin embargo en verano las mayores representatividades de alrededor de un 20 % fueron para las familias Elmidae, Hydropsychidae, Leptoceridae, Planorbiidae y Physidae con un 21 %. Esta última familia fue la que representó a las aguas de menor calidad (Fig.72).

## **B. Sub Cuenca del río Grande**

La Sub Cuenca del río Grande la componen las estaciones RG-1, RG-1-A; RG 2-A; RH-2-C; RT-1. En la campaña de primavera se registraron 14 familias para esta subcuenca y de esas 4 presentan una representatividad por sobre un 40 % que fueron: Chironomidae, Elmidae, Baetidae e Hydropsychidae. La estación RG-1 fue la que presentó menor abundancia de Chironomidae, esta familia fue incrementando río abajo y en la estación de verano preferentemente, alcanzó un máximo de 46 % en RG 2B. En la estación RG-1 A, se destacó la abundancia de Baetidae para la estación de verano. Para la estación RG-2 A, las familias con mayor abundancia fueron Chironomidae e Hydropsychidae como también para la estación RG-2-B y RG-2-C. La familia Hydropsychidae en muchos casos ha sido dominante en sitios donde la contaminación orgánica resulta leve o intermedia (Molina *et al.*, 2004). En RT-1 para ambas campañas primavera y verano, se destacó Ephemeroptera con la abundancia dominante de la familia Baetidae. Para la estación RM-1 la comunidad estuvo dominada por Chironomidae con un 60,2 %, y en menor representatividad organismos relacionados con aguas limpias, tales como Helicophidae y Leptophlebiidae. Para la estación RLM-1 se destacó la familia Elmidae con representatividades por sobre el 40 %, seguida de Chironomidae (27 %) y Naididae (20 %). Para RR-1 sólo fue posible

tomar muestras en la estación de primavera de mayor caudal donde resultó ser abundante la familia Chironomidae con un 35 %, (Fig.72).

#### **C. Sub Cuenca del río Huatulame**

La Sub Cuenca del río Hurtado la componen las estaciones RC-1, RC- 2 y RU-1. En esta subcuenca resultaron abundantes las familias Chironomidae y Baetidae además de Leptophlebiidae con un 20 % y Glossosomatidae con un 11 % en la campaña de verano. Para RC-1 específicamente se presentó Glossosomatidae por sobre un 23 % para primavera y verano; para RC-2 la familia Hydropsychidae con un 33 % en verano. Se debe mencionar que para RU-1 en verano no hay datos pues el muestreo cuantitativo, no fue posible por estar sin agua, (Fig.72).

#### **D. Sub Cuenca del río Limarí**

La Sub Cuenca del río Hurtado la componen las estaciones RL-1-A, RL-1-B; RL-1-C; RL-1-D; EP-1-A; EP-1-B. .En general predominaron las familias Chironomidae con representatividad por sobre un 30 % para las estaciones RL-1-A, RL-1-B, para primavera y verano y para RL-1C sólo en primavera. La familia Hydrobiidae predominó a partir de la estación RL-1-C en verano donde se encontró una abundancia de un 65 %., para RL-1-D la representatividad fue por sobre el 60 % y para EP-1 B de un 88 % en verano, pues en primavera predominó Chironomidae con un 30.4 %, (Fig.72)..





### 7.5.5.2. Densidad, Cuenca del río Limarí

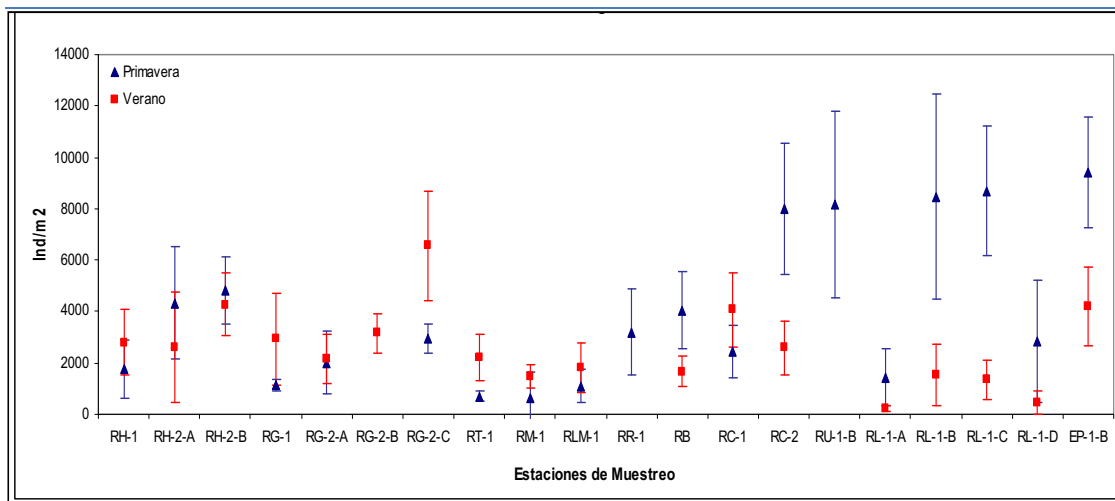
Al comparar la densidad de macroinvertebrados bentónicos entre campañas, se observó que la mayor densidad total promedio (Ind./m<sup>2</sup>) fue para primavera, (análisis de similitud ANOSIM, R = 0,109; p = 0,013). Al comparar las densidades entre subcuencas también se observaron diferencias entre campañas (ANOSIM; p < 0,005). La mayor densidad promedio fue observada en la estación EP-1-B que presentó 9394 Ind./m<sup>2</sup>) para primavera y la estación RG-2-C con 6547 Ind./m<sup>2</sup> para verano. Las estaciones de muestreo con menor densidad promedio fueron RM-1 (616 Ind./m<sup>2</sup>) y RL-1-A (212 Ind./m<sup>2</sup>) en primavera y verano respectivamente. (Tabla 71, Fig. 73).

Tabla 71. Densidad de macroinvertebrados bentónicos de la Cuenca del río Limarí.

Densidad Estación	Primavera		Verano	
	Promedio	DS	Promedio	DS
RH-1	1760	1111	2795	1273
RH-2-A	4318	2172	2604	2178
RH-2-B	4810	1307	4277	1235
RG-1	1132	215	2921	1801
RG-2-A	1993	1218	2164	964
RG-2-B	/	/	3161	757
RG-2-C	2939	583	6547	2147
RT-1	701	196	2199	910
RM-1	616	1038	1483	455
RLM-1	1102	665	1808	972
RR-1	3194	1668	/	/
RB	4038	1508	1659	601
RC-1	2424	1024	4063	1451
RC-2	7984	2532	2593	1047
RU-1-B	8174	3631	/	/
RL-1-A	1436	1111	212	103
RL-1-B	8453	3993	1514	1192
RL-1-C	8699	2527	1346	762
RL-1-D	2837	2382	470	464
EP-1-B	9394	2167	4196	1514

Fuente: Elaboración propia

Figura 73. Densidad de macroinvertebrados bentónicos (Ind./m<sup>2</sup>) en la Cuenca del río Limarí.



\*Campaña de primavera:triángulo azul (▲); Campaña verano: cuadrado rojo (■).

\*\* Las barras representan el error estándar, barra azul (I) primavera, barra roja (I) verano.

Fuente: Elaboración propia

Se realizó una comparación entre pares de estaciones de muestreo para ambos períodos muestreados primavera y verano, con el fin de analizar el aporte de las familias a la estructura comunitaria. Las Familias Chironomidae, Baetidae, Hydrobiidae, Hydropsychidae, Elmidae, Glossosomatidae, Leptophlebiidae y Physidae aportaron con una contribución en total de un 62% (análisis de similitud Simper), siendo Chironomidae la Familia que mejor explicó las diferencias de estructura comunitaria en ambos períodos de estudio con un 14,1%, Tabla 63.

Tabla 72. Contribución por familia de macroinvertebrados bentónicos a la estructura comunitaria .

<b>Familia</b>	<b>Contribución %</b>
Chironomidae	14,1
Baetidae	11,6
Hydrobiidae	10,4
Hydropsychidae	9,1
Elmidae	7,8
Glossosomatidae	3,9
Leptophlebiidae	2,7
Physidae	2,4
<b>Total</b>	<b>62</b>

Fuente: Elaboración propia

Se determinó la ordenación espacial entre estaciones de muestreo para determinar similitudes entre ellas basado en la abundancia de macroinvertebrados bentónicos. Para esto se realizó un análisis de conglomerados estableciendo dendrograma de disimilitud. Los sitios de muestreo localizados sobre y bajo embalse se trataron de manera separada, pues el sistema interconectado de embalses conformado por Cogotí, Recoleta y La Paloma tienen un efecto de regulación del caudal de los ríos que se encuentran bajo dicha estructura.

En la campaña de primavera se distinguieron tres conglomerados con un 60% de similitud en las estaciones sobre embalse. El primero de ellos incluyó a tres estaciones de la subcuenca del río Huatulame RB-1, RC-1 y RC-2 que presentaron una similitud de un 68%. En estas estaciones se destacaron 10 Familias entre las cuales estuvieron Tipulidae, Caenidae, Glossosomatidae, e Hydrobiosidae. En el segundo conglomerado estuvo la estación RT-1 y RG-1 con una similitud de un 72%, en estas estaciones de la subcuenca del río Grande, se destacó la presencia de la Familia Athericidae. El tercer conglomerado incluyó el mayor número de estaciones RH-1, RH-2-A, RG-2-A, RG-2-B, RG-2-C, RM-1 y RR-1 con un 62% de semejanza, y en todas estas destacó la abundancia de la familia Chironomidae con una abundancia superior al 27%. En el segundo conglomerado de primavera en estaciones bajo embalse se distinguieron dos conglomerados. El primero incluyó a las estaciones RH-2-C, RL-1-A, RL-1-B, RL-1-C y EI-1 con un 75 % de similitud, donde las familias dominantes fueron Chironomidae, Baetidae e Hydropsychidae. El segundo conglomerado fue conformado

solo por estaciones de la subcuenca del río Limarí, que fueron RL-1-D, EP-1-A y EP-1-B con un 62% de similitud dado principalmente por la elevada dominancia de la Familia Hydrobiidae. (Fig.74).

En la campaña de verano se observaron 4 conglomerados con un 60% de similitud en las estaciones sobre embalse. El primero de ellos lo conformó el grupo formado por las estaciones RT-1, RM-1, RG-2-A, RG-2-B, RB-1 y RC-1 con un 60% de semejanza, y se destacó la presencia de la Familia Leptophlebiidae. En el segundo grupo las estaciones RG-2-C y RC-2 presentaron un 62% de similitud, donde la familia Hydropsychidae presentó una abundancia superior al 33%. El tercer conglomerado fue formado por RLM-1 y RR-1 con un 67% de similitud, estas estaciones de la subcuenca del río Grande presentaron una dominancia de la Familia Elmidae con una abundancia superior al 40%. El cuarto grupo incluyó a RH-2-A y RG-1 con una semejanza de un 76% y una abundancia relativa de Baetidae mayor al 56%. En el segundo conglomerado de verano en estaciones bajo embalse se distinguieron dos conglomerados. Uno de ellos lo constituyó las estaciones RL-1-A, EI-1 y RG-3 con un 71%, ambas de la subcuenca del río Limarí, con una abundancia de la Familia Chironomidae superior al 60%. Finalmente el último conglomerado fue conformado por RL-1-C, RL-1-D y EP-1-B con un 74% de similitud, pertenecientes a la subcuenca del río Limarí, donde se destacó la dominancia de la familia Hydrobiidae. (Fig. 74).

En esta campaña de verano un mayor número de estaciones presentaron más de un 50% de disimilitud respecto al resto de las estaciones de la cuenca RH-1, RH-2-B, RH-2-C, RL-1-B, RU-1 y RG-3 en comparación a la campaña de primavera, la cual solo presentó tres estaciones agrupadas de forma individual RLM-1, RU-1 y RG-3, estas dos últimas estaciones en ambas campañas no formaron parte de ningún conglomerado con una similitud de al menos un 60%. (Fig. 74).

Figura 74 A. Dendrogramas de Disimilitud de las estaciones de muestreo sobre embalse en la cuenca del río Limarí.

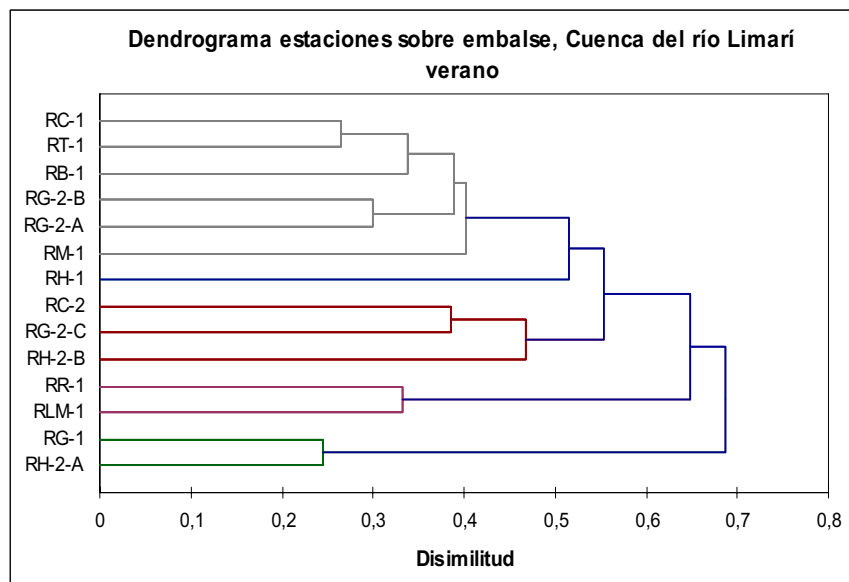
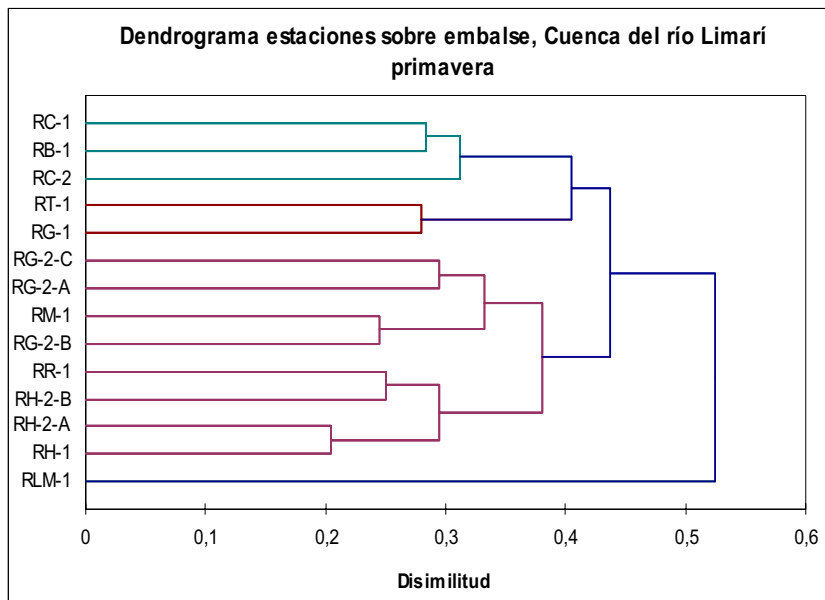
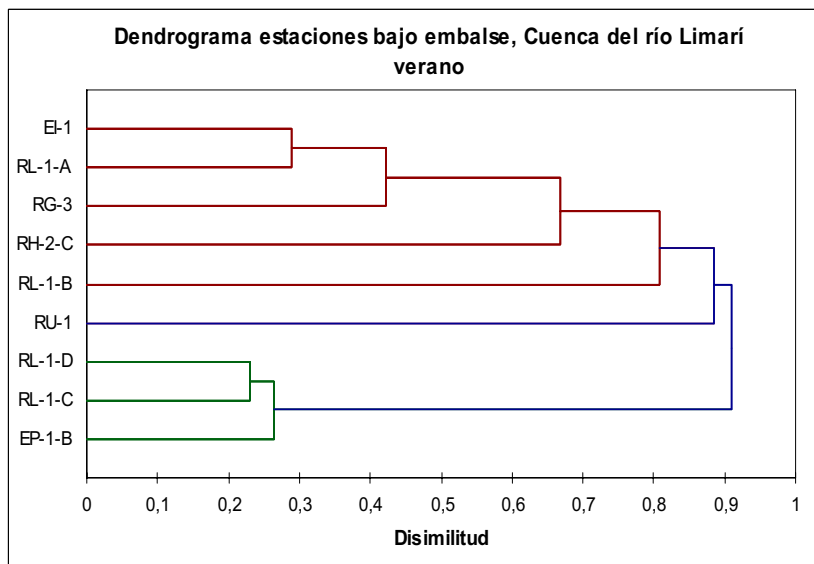
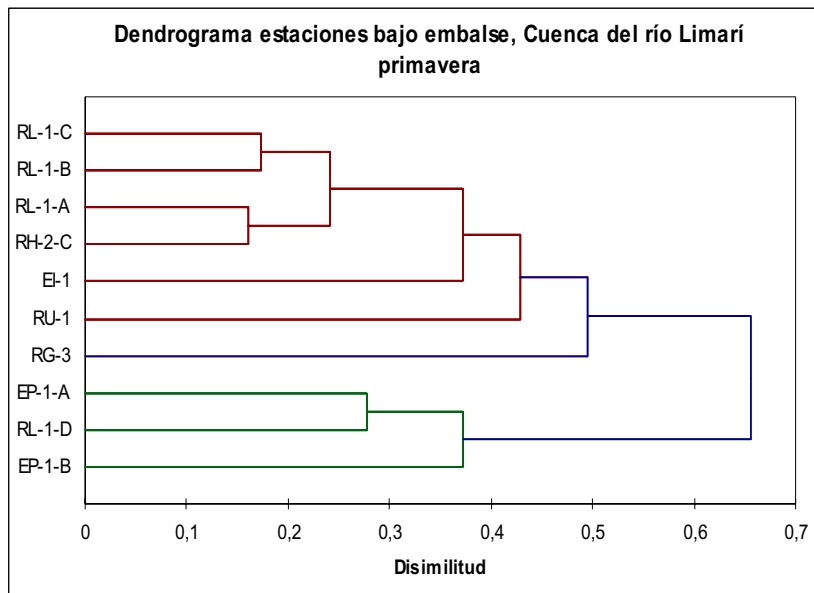


Figura 74 B. Dendrogramas de Disimilitud de las estaciones de muestreo bajo embalse en la cuenca del río Limarí.



### 7.5.5.3. Riqueza, Cuenca del río Limarí

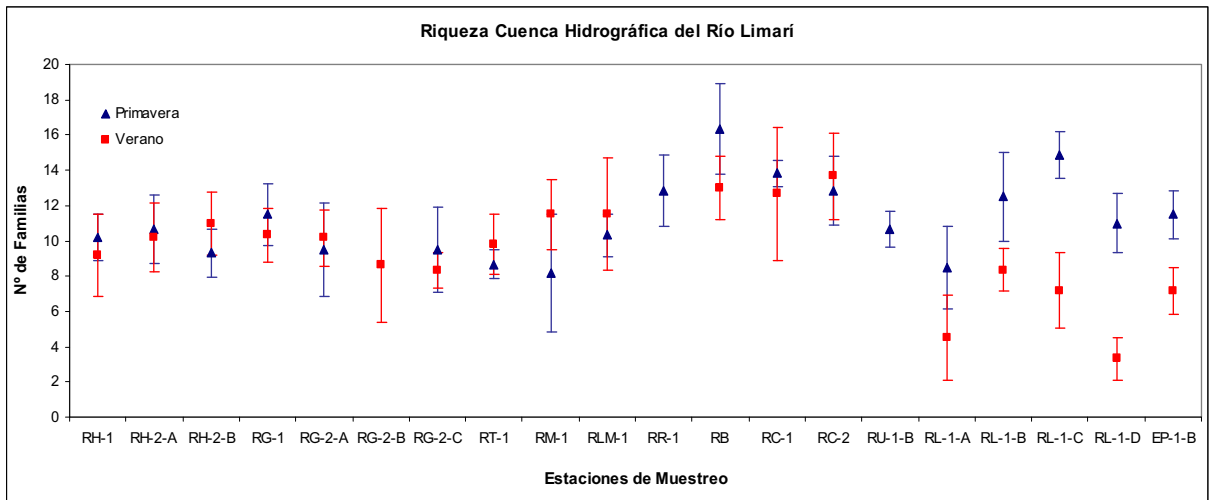
La riqueza de Familias de macroinvertebrados entre la campaña de muestreo de primavera y verano fueron similares, (ANOSIM,  $R= 0,0327$ ;  $p = 0,126$ ). Al comparar diferencias entre sub cuencas por campaña, se registraron diferencias significativas para la campaña de verano (ANOSIM;  $p < 0,0047$ ), como también para estaciones de muestreo sobre y bajo el sistema embalse (ANOSIM;  $p < 0,0002$ ). El valor más alto de riqueza promedio fue registrado en la estación RB-1 ( $16 \pm 3$ ) en primavera y para RC-2 ( $14 \pm 2$ ) en verano. Las estaciones de muestreo con menor riqueza fueron RM-1 ( $8 \pm 3$ ) y RL-1-D ( $3 \pm 1$ ) para primavera y verano respectivamente. (Tabla 73, Fig. 75).

Tabla 73. Riqueza de macroinvertebrados bentónicos de Cuenca del río Limarí.

Riqueza	Primavera		Verano	
	Promedio	DS	Promedio	DS
RH-1	10	1	9	2
RH-2-A	11	2	10	2
RH-2-B	9	1	11	2
RG-1	12	2	10	2
RG-2-A	10	3	10	2
RG-2-B	/	/	9	3
RG-2-C	10	2	8	1
RT-1	9	1	10	2
RM-1	8	3	12	2
RLM-1	10	1	12	3
RR-1	13	2	/	/
RB	16	3	13	2
RC-1	14	1	13	4
RC-2	13	2	14	2
RU-1-B	11	1	/	/
RL-1-A	9	2	5	2
RL-1-B	13	3	8	1
RL-1-C	15	1	7	2
RL-1-D	11	2	3	1
EP-1-B	12	1	7	1

Fuente: Elaboración propia

Figura 75. Riqueza de macroinvertebrados bentónicos (Ind./m<sup>2</sup>) en la cuenca del río Limarí.



\*Campaña de primavera: triangulo azul (▲); Campaña verano: cuadrado rojo (■).

\*\* Las barras representan el error estándar, barra azul (I) primavera, barra roja (I) verano.

Fuente: elaboración propia



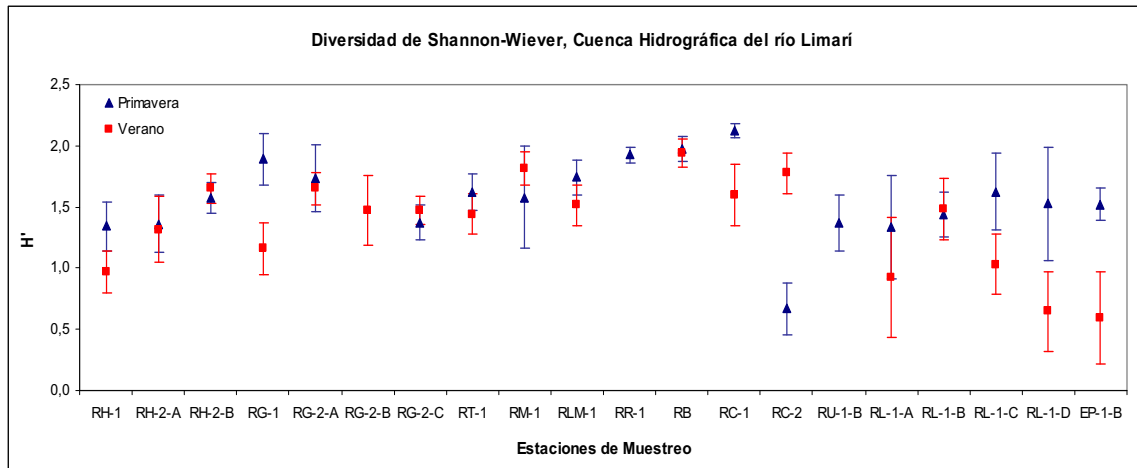
#### 7.5.5.4. Índice de Diversidad de Shannon & Wiever, Cuenca del Río Limarí

Al comparar la diversidad de Shannon & Wiever entre la campaña de muestreo de primavera y verano no se encontraron diferencias estadísticamente significativas (ANOSIM R = 0,01097; p = 0,2612). Cabe destacar que solo en la campaña de verano se encontraron diferencias en la diversidad entre subcuencas (ANOSIM; p < 0,04) y en las estaciones de muestreo sobre y bajo un sistema embalse (ANOSIM; p < 0,002). La mayor diversidad promedio fue observada en la estación RC-1 siendo de  $2,12 \pm 0,05$  en primavera y en RB-1 de  $1,94 \pm 0,12$  para verano. Las estaciones de muestreo con la menor diversidad promedio fueron RC-2 con  $0,67 \pm 0,22$  y EP-1-B con  $0,59 \pm 0,38$  para primavera y verano respectivamente. (Tabla 74, Fig.76).

Tabla 74. Diversidad de Shannon-Wiever para la Cuenca del río Limarí.

Campaña	Primavera		Verano	
	Promedio	DS	Promedio	DS
RH-1	1,34	0,20	0,97	0,17
RH-2-A	1,36	0,23	1,32	0,27
RH-2-B	1,57	0,12	1,65	0,12
RG-1	1,89	0,21	1,16	0,21
RG-2-A	1,74	0,27	1,65	0,13
RG-2-B	/	/	1,47	0,28
RG-2-C	1,37	0,14	1,47	0,11
RT-1	1,62	0,14	1,44	0,16
RM-1	1,58	0,42	1,82	0,14
RLM-1	1,74	0,15	1,52	0,16
RR-1	1,93	0,07	/	/
RB	1,98	0,10	1,94	0,12
RC-1	2,12	0,05	1,60	0,25
RC-2	0,67	0,22	1,78	0,17
RU-1-B	1,37	0,23	/	/
RL-1-A	1,33	0,42	0,93	0,49
RL-1-B	1,44	0,18	1,48	0,25
RL-1-C	1,62	0,31	1,03	0,25
RL-1-D	1,53	0,46	0,65	0,32
EP-1-B	1,52	0,13	0,59	0,38

Figura 76. Diversidad de macroinvertebrados bentónicos (Ind./m<sup>2</sup>) en la Cuenca Hidrográfica del río Limarí.



\*Campaña de primavera: triángulo azul (▲); Campaña verano: cuadrado rojo (■).

\*\* Las barras representan el error estándar, barra azul (I) primavera, barra roja (I) verano.

Fuente: Elaboración propia

### 7.5.6. Relación entre componentes

Se establecieron relaciones entre los índices hidromorfológicos QBR e IHF como también con familia de macroinvertebrados bentónicos y las variables ambientales, registradas en ambas campañas de primavera y verano. Se incorporaron en el análisis las siguientes variables:

- Geográficas como altura y pendiente.
- Usos de suelo analizados para este estudio (natural, urbano y agrícola).
- Variables físicas y químicas registradas en las campañas de primavera y verano

#### 7.5.6.1. Variables ambientales e índices hidromorfológicos

Se observó correlación positiva (de Spearman) entre los índices con las variables altura y pendiente. Estaciones a mayor altura y pendiente como RG-1 y RLM-1 (subcuenca del río Grande) obtuvieron valores más altos de QBR e IHF, presentaron un bosque de ribera sin alteraciones y una elevada heterogeneidad de sustrato. La correlación del IHF con la altura fue importante siendo de un  $r = 0,77$ , asociado a lugares de menor perturbación, con un paisaje fluvial más heterogéneo y por lo tanto de mayor disponibilidad de hábitat representado por frecuencia de rápidos, regímenes

de velocidad y profundidad, grado de inclusión del sustrato y diversidad de sustrato, preferentemente.

Se obtuvo una correlación positiva con el uso de suelo natural y negativa para los usos de suelo agrícola y urbano, es decir estos dos últimos usos afectaron el valor de los índices hidromorfológico al bajar su valor por pérdidas de suelo natural, modificación de usos, disminución de la vegetación autóctona, incremento de erosión, modificación de ribera como una consecuencia del impacto de los embalses y construcción de canales de regadío, entre otros. El índice QBR disminuyó por presión antrópica desde cabecera al mar, las partes bajas están altamente impactadas y concentra el área más densamente poblada de la cuenca con la ciudad de Ovalle.

Respecto a las variables físicas y químicas hubo correlación negativa entre los índices y la temperatura, conductividad eléctrica, alcalinidad, aniones y cationes, (Tabla 66)

Tabla 75. Correlaciones significativas entre variables ambientales e índices hidromorfológicos  
(correlación de Spearman  $p \leq 0,05$ )

Tipo	Variable	QBR	IHF
Geográfico	Altura	0,54	0,77
	Ancho del río		-0,46
	Pendiente	0,53	0,42
Usos de suelo en la Subcuenca	Natural	0,72	0,51
	Urbano	-0,35	-0,45
	Agrícola	-0,72	-0,57
Físicas y Químicas	Temperatura	-0,69	-0,68
	CE	-0,58	-0,54
	Alcalinidad	-0,53	-0,67
	Cl	-0,40	-0,45
	Ca	-0,38	
	Mg	-0,50	-0,39
	Na	-0,48	-0,41
	K	-0,40	

\* En azul se denotan las correlaciones positivas y en rojo las correlaciones negativas.

Fuente: Elaboración propia

#### **7.5.6.2. Variables ambientales y familias de macroinvertebrados bentónicos**

Los macroinvertebrados bentónicos presentaron correlaciones significativas con variables geográficas como altura, pendiente, ancho del río, velocidad, y caudal, como también con elementos y/o compuestos físicos y químicos detectados, como por ejemplo temperatura, pH, conductividad eléctrica, alcalinidad, MOP (material orgánico particulado), SST (sólidos suspendidos totales), DQO, aniones y cationes, metales como Cobre, Aluminio, Manganeso y Hierro (Tabla 76).

Cada Familia detectada se correlacionó con al menos una variable geográfica, siendo la pendiente la variable que presentó el mayor número de correlaciones, y tanto la altura como la pendiente se correlacionaron positivamente con familias encontradas en las zonas de cabecera de la cuenca (RG-1, RT-1 y RM-1), tales como Athericidae, Blephaceridae, Hydrobiosidae, entre otras.

Se observó que las familias Athericidae, Baetidae, Leptophlebiidae, Grypopterygidae, Glossosomatidae presentaron correlación negativa con aniones y cationes y las familias Hydroptilidae, Hydrobiidae, Physidae, Planorbidae y Glossiphoniidae presentaron una correlación positiva con dichas variables fisicoquímicas.

Naididae resultó ser la única Familia que presentó correlación positiva con metales.

Tabla 76 a. **Correlaciones significativas entre variables ambientales y familias de macroinvertebrados bentónicos** (correlación de Spearman  $p \leq 0,05$ ). \*Las correlaciones positivas se indican en color azul y las negativas en color rojo).

Tipo	Variable	Elm	Athe	Blepha	Cer	Chiro	Emp	Ephy	Tip	Bae
Geográfico	Altura			0,35			0,54			0,38
	Pendiente		0,44		-0,42	-0,76				
	Velocidad				-0,40					
	Ancho del río									-0,41
Físico química	Temperatura		-0,49				-0,50			-0,35
	CE		-0,42							-0,47
	Alcalinidad						-0,46			-0,42
	MOP						-0,38			
	SST								0,52	
	DQO				0,35					
	Cl <sup>-</sup>	-0,47	-0,36				-0,41			
	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>								-0,40	-0,44
	Ca <sup>++</sup>		-0,36							-0,49
	Mg <sup>++</sup>		-0,43							-0,44
	Na <sup>+</sup>		-0,53							-0,35
	K <sup>+</sup>		-0,52							-0,49
	Mn								0,38	

Tipo	Variable	Cae	Lepto	Cory	Coen	Gomp	Gryp
Geográfico	Altura		0,62	0,79			0,45
	Pendiente		0,62	0,39	-0,35		
	Velocidad						
	Ancho del río		-0,39	-0,56			
Físico química	Temperatura		-0,48	-0,62	0,35		-0,36
	CE		-0,60	-0,51		-0,41	-0,48
	Alcalinidad		-0,54	-0,70			-0,36
	MOP						
	SST						
	DQO	0,35					
	Cl <sup>-</sup>		-0,39	-0,47			
	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	-0,49	-0,47				-0,62
	Ca <sup>++</sup>	-0,36	-0,41				-0,54
	Mg <sup>++</sup>		-0,45	-0,35			-0,69
	Na <sup>+</sup>		-0,43				-0,59
	K <sup>+</sup>		-0,35				-0,55
	Mn						

Fuente: Elaboración propia

Tabla 76 b. **Correlaciones significativas entre variables ambientales y familias de macroinvertebrados bentónicos** (correlación de Spearman  $p \leq 0,05$ ). \*Las correlaciones positivas se indican en color azul y las negativas en color rojo).

Tipo	Variable	Gloss o	Heli	Hydropti l	Hydrobi o	Hydrops y	Leptoce	Seric
Geográfico	Altura	0,49	0,39	-0,65	0,73		0,44	0,41
	Pendiente	0,41		-0,53	0,66	-0,57		
	Caudal							
	Ancho del río		-0,38		-0,51			
Físico química	Temperatura	-0,39		0,57	-0,68		-0,36	-0,35
	pH					0,49		
	CE	-0,75		0,44	-0,50		-0,39	
	Alcalinidad	-0,56		0,59	-0,60		-0,42	-0,42
	MOP					0,37		
	SST					0,59		
	Cl <sup>-</sup>			0,43	-0,53		-0,43	
	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	-0,78						
	Ca <sup>++</sup>	-0,64		0,39	-0,35			
	Mg <sup>++</sup>	-0,56		0,48	-0,43			
	Na <sup>+</sup>	-0,52		0,53	-0,44			
	K <sup>+</sup>	-0,52		0,42				

Tipo	Variable	Hyale	Ancy	Hydrobi i	Phy	Planor	Nai	Dug	Glossi p
Geográfico	Altura	-0,48		-0,58	-0,79	-0,48	-0,35	-0,65	-0,58
	Pendiente	-0,39		-0,55	-0,69	-0,35	-0,36	-0,38	-0,44
	Caudal			-0,39					
	Ancho del río				0,49				
Físico química	Temperatura			0,47	0,69	0,43		0,60	0,54
	pH							0,44	
	CE	0,39	-0,42	0,54	0,66	0,48	0,38		0,60
	Alcalinidad	0,38		0,50	0,68	0,51	0,52	0,48	0,56
	MOP								
	SST			-0,39					
	Cl <sup>-</sup>			0,47	0,53	0,38	0,39	0,58	0,49
	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>		-0,47	0,57	0,46	0,40			0,61
	Ca <sup>++</sup>	0,35		0,62	0,46	0,40			0,49
	Mg <sup>++</sup>	0,39		0,65	0,53	0,43		0,37	0,57
Na <sup>+</sup>			0,60	0,64	0,42		0,48	0,59	
K <sup>+</sup>	0,39		0,58	0,44	0,46			0,45	
Metales	Cu						0,36		
	Al						0,46		
	Mn						0,56		
	Fe						0,54		

Fuente: Elaboración propia

## **7.5.7. Estaciones de referencia**

### **7.5.7.1. Selección de criterios**

Los criterios usados para establecer estaciones de condición de referencia fueron resumidos en la parte metodológica. Cada criterio fue valorado de acuerdo a los resultados y la estación de referencia con el puntaje ideal. También se usó el criterio de un puntaje de “1” como máximo valor (condición ideal) y un puntaje de “0” como valor mínimo cuando el criterio era categórico, indicado en la Tabla 77. En general para la selección no se consideraron las zonas altamente perturbadas, tramos de baja naturalidad como son los ríos regulados por embalses, canalizaciones, y alteraciones químicas de la columna de agua. Por lo que no se incluyeron los tramos bajo embalse, ni tampoco los ríos eutrofizados. Es esperable que las comunidades bentónicas de estos ríos reflejen en gran parte esta perturbación, a pesar de tener una apariencia saludable en términos de sustrato y estructuración de bosque de ribera. Los sitios más perturbados se deberían tratar por separado y reasignar los puntajes de los índices de tal manera de contar con una estación de referencia para esas condiciones. Por otro lado cuando es imposible conseguir una estación de referencia se puede calcular un Máximo potencial ecológico (Bonada *et al.*, 2002).

Con los criterios seleccionados se obtuvo una estación de referencia ideal que representó los criterios óptimos según estaciones de cabeceras, por ser las más limpias. Esta estación se comparó con estaciones potencialmente utilizables como referencia, mediante una matriz de criterios (Tabla 77). Las mayores correlaciones se presentaron en las estaciones RH-1 ( $r=0,947$ ), RG-1 ( $r=0,913$ ), RLM-1 ( $r=0,885$ ). Para una representación espacial se seleccionaron las estaciones potenciales a utilizar como referencia mediante una clasificación ascendente jerárquica, con el coeficiente de correlación de Spearman como medida de similitud y enlace completo como método de aglomeración. Los sitios de referencia seleccionados fueron aquellos que presentaron mayor similitud con la estación definida como de referencia óptima “Ideal”. El cluster de similitud reflejó las correlaciones indicando que las estaciones potenciales de referencia serían RH1, RG-1 y RLM-1 correspondientes a las subcuencas de Río Hurtado y Río Grande, Fig.77), faltando para la subcuenca Huatulame y Limarí.

**Tabla 77.** Criterios para la determinación de áreas de referencia cuenca del Limarí.

P	Criterio	Referencia	RH-1	RH-2-A	RG-1	RG-2-A	RG-2-B	RG-2-C	RM-1	RC-1	RC-2	RB-1	RLM-1
1	Cubierta vegetal y composición apropiada >50 %	25	10	10	25	10	5	5	25	25	5	25	25
	Conectividad lateral entre río y corredor ripariana (sin cultivo) >50 %	10	5	5	10	0	0	0	10	5	0	5	5
2	Sin Presas	1	1	1	1	0	0	0	1	1	0	1	1
	Daño no significativo por biota exótica sobre especies autóctonas	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1
4	No hay vertido ni efluentes urbanos	1	1	0	1	0	0	0	0	1		1	1
5	Sin efluentes industriales	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
6	Sin Actividad minera	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1
8	Zona cultivo , agrícola < 1,5 %	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0
9	Uso urbano < 1,5 %	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
1	Sin pastoreo intensivo	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1
1	Uso natural >80 % de área de drenaje	100	88	43	73	48	58	93	80	100	96	84	100
2	Diversidad representativa del tipo de sustrato	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1
1	Sin canalizaciones	1	1	0	1	1	0	1	0	1	0	1	1
1	Sin embalses	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
1	Sin extracción de áridos	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
1	Sin uso recreativo	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	Sin alteración del régimen de descarga	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1
1	No efecto de transferencia intercuenca	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
2	QBR	145	75	70	135	40	45	70	100	115	20	125	135
2	IHF	100	74	74	71	68	45	46	77	57	45	79	85
2	ChIBF	3.75	3.68	1.72	1.17	2.28	3.12	2.78	3.45	2.41	3.90	1.33	3.02

Observación: En criterios sin disponibilidad de puntaje se usó el puntaje 0 y 1, para la situación ideal "Referencia" se aplicó 1.

Fuente: elaboración propia



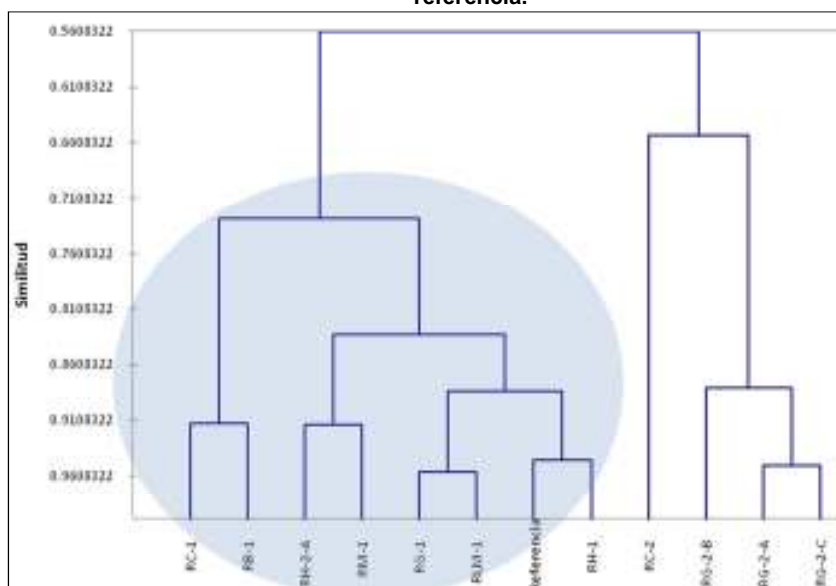
Tabla 78. Correlaciones para seleccionar estaciones de referencia en la cuenca de Limarí  
(Coeficiente de correlación de Spearman).

Estaciones	Ref.	RH-1	RH-2-A	RG-1	RG-2-A	RG-2-B	RG-2-C	RM-1	RC-1	RC-2	RB-1	RLM-1
Referencia	1	<b>0.95</b>	0.83	<b>0.93</b>	0.65	0.68	0.66	0.836	0.864	0.633	0.864	<b>0.885</b>
RH-1		1	0.84	0.95	0.68	0.69	0.68	0.842	0.795	0.561	0.795	0.917
RH-2-A			1	0.85	0.65	0.72	0.70	0.915	0.813	0.601	0.730	0.872
RG-1				1	0.70	0.70	0.71	0.858	0.832	0.581	0.832	0.957
RG-2-A					1	0.88	0.95	0.737	0.690	0.655	0.600	0.743
RG-2-B						1	0.92	0.819	0.738	0.789	0.647	0.718
RG-2-C							1	0.792	0.765	0.695	0.675	0.734
RM-1								1	0.901	0.601	0.818	0.877
RC-1									1	0.720	0.914	0.871
RC-2										1	0.637	0.608
RB-1											1	0.783
RLM-1												1

\*En azul se indican las estaciones potencialmente de referencia.

Fuente: Elaboración propia

Figura 77. Clasificación Ascendente Jerárquica (CAJ) para selección estaciones de referencia.



Fuente: Elaboración propia

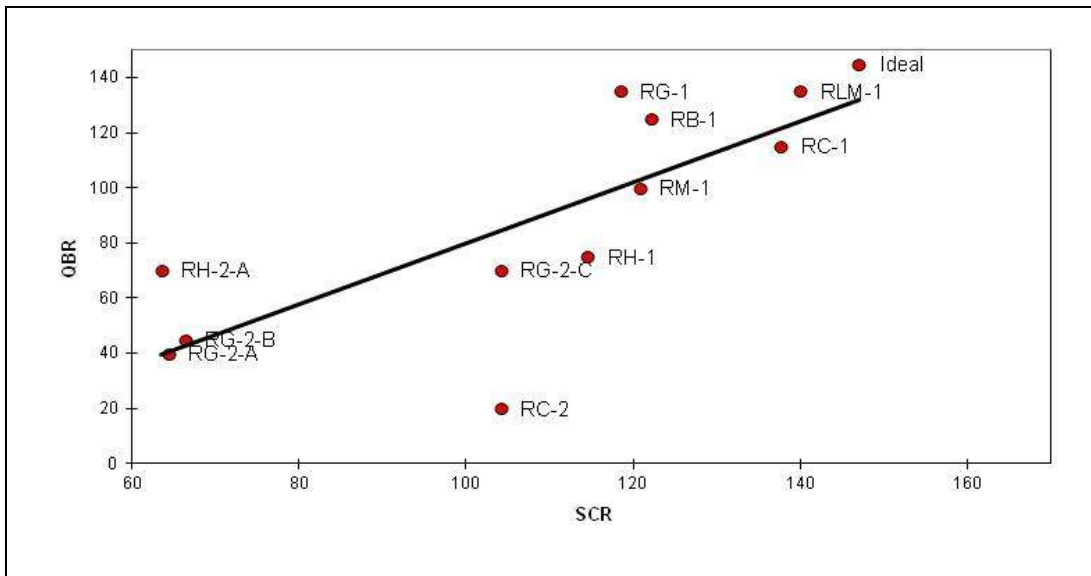
### 7.5.7.2. Validación para estación de referencia

Se realizó la validación de criterios de referencia analizando correlaciones con índices hidromorfológicos. Se sumaron todos los puntajes que reflejaron los criterios usados para la determinación de áreas de referencia que representó la "Suma condición de referencia(SCR), por cada estación, incluyendo la de Referencia. Los puntajes totales por estación SCR, fueron correlacionados con los índices hidromorfológicos QBR e IHF. Los resultados indicaron que sólo el QBR se correlacionó significativamente con SCR, (Fig.78).

Donde:

QBR	r=0,8	p=0,003
IHF	r=0,58	p=0,12

Figura 78. Correlación entre SCR y QBR, Cuenca del Río Limarí



Fuente: Elaboración propia

## 7.5.8. Índices Bióticos

### 7.5.8.1. Selección y validación de Índice Biótico a aplicar

Se evaluaron 3 índices bióticos para evaluar la calidad del agua en las campañas de primavera y verano, reasignando los puntajes de tolerancia para las familias para las condiciones locales, mediante una correlación entre variables físicas y químicas y biota (Análisis de Componentes Principales, ACP), de acuerdo a la metodología descrita en la parte metodológica (6.6.4). Para sugerir un índice biótico se relacionaron los resultados de los índices con las características de cada sitio de muestreo, variables ambientales, y correlaciones con variables geográficas, físicas, químicas y aplicabilidad para la gestión hídrica, Tabla 79.

Tabla 79. Criterios de elección de índice biótico para aplicar a la gestión hídrica

<b>Criterio</b>	<b>CH IBF</b>	<b>CH SIGNAL</b>	<b>CH BMWP</b>
Muestreo	No fue posible muestrear en todas las estaciones por falta de sustrato rocoso.	Se muestreó en todas las estaciones.	Se muestreó en todas las estaciones.
Información	Faltó en algunas estaciones bajo embalse y eutroficadas.	Se recogen todos los hábitat de los sitios de muestreo.	Falta representatividad de familias que si fueron informadas en <i>Ch SIGNAL</i> .
Correlación con Variables ambientales (Tabla 71).	Altamente correlacionados con variables geográficas, de usos, físicas y químicas. (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$ ).	Altamente correlacionado con variables geográficas, usos, físicas, químicas. Kruskal-Wallis, $p < 0,05$ ).	Índice con menores correlaciones respecto a <i>Ch IBF</i> y <i>Ch SIGNAL</i> . Kruskal-Wallis, $p < 0,05$ ).

Fuente. Elaboración propia

<b>Criterio</b>	<b>CH IBF</b>	<b>CH SIGNAL</b>	<b>CH BMWP</b>
Correlación con Índices hidromorfológicos, criterio de Validación. (Tabla 71).	Correlación con IHF y QBR	Correlación con IHF y QBR	Sólo con IHF
Facilidad de aplicación	Se requiere de réplicas,	Muestreo semicuantitativo incorpora peso por abundancia de familia.	Muestreo cualitativo, de presencia/ausencia .
Costos	Requiere réplicas, que implica un mayor costo en tiempo de monitoreo, análisis de laboratorio, y económico.	De menor costo que CH IBF.	De menor costo que CH IBF.

Fuente. Elaboración propia

Los tres índices bióticos usados presentaron correlaciones significativas, el Ch IBF presentó correlaciones contrarias a los otros dos índices porque el puntaje de tolerancia es a la inversa para evaluar la calidad del agua Tabla 71. De los tres índices el cualitativo ChBMWP presentó el menor número de correlaciones con las variables geográficas e hidromorfológicas y el *Ch SIGNAL* junto a Ch IBF las mayores correlaciones (Kruskal-Wallis,  $p < 0,05$ ). El *Ch SIGNAL* presentó correlaciones positivas con altura, caudal, pendiente, QBR e IHF y negativas con temperatura, conductividad eléctrica, alcalinidad, aniones y cationes, Tabla 80.

Tabla 80. Correlaciones significativas entre variables ambientales, densidad de bentos e índices bióticos para la cuenca del río Limarí (correlación de Spearman  $p \leq 0,05$ ).

Tipo	Variable	Densidad	Ch IBF	Ch SIGNAL	Ch BMWP
Geográfico	Altura		-0,62	0,78	0,51
	Caudal			0,38	
	Pendiente	-0,52	-0,49	0,47	
Hidromorfológico	QBR	-0,37	-0,47	0,46	
	IHF	-0,39	-0,47	0,49	0,63
Usos de suelo en la Sub sub cuenca	Natural		-0,47	0,46	
	Urbano	0,46		-0,46	-0,39
	Agrícola		0,49	-0,46	-0,37
Fisicoquímica	Temperatura	0,37	0,58	-0,68	-0,42
	CE		0,65	-0,73	-0,54
	Alcalinidad		0,55	-0,64	-0,38
	Cl <sup>-</sup>		0,35		
	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>		0,59	-0,68	-0,53
	Ca <sup>++</sup>		0,59	-0,72	-0,37
	Mg <sup>++</sup>		0,63	-0,79	-0,46
	Na <sup>+</sup>		0,64	-0,78	-0,50
	K <sup>+</sup>		0,63	-0,72	-0,40

\*En azul se denotan las correlaciones positivas y en rojo las correlaciones negativas.

Fuente: Elaboración propia

### 7.5.8.2. Índice Biótico de Familia, Ch SIGNAL para la cuenca del río Limarí.

#### A) Puntajes de tolerancia

Se desarrolló el índice semicuantitativo *Ch SIGNAL* por ser el que reflejó los mejores resultados al aplicarlo en las campañas de primavera y verano, en parte por los criterios expuestos en la Tabla 81 A. Los puntajes reasignados bajo las dos metodologías basadas en la reasignación de puntaje se indican en la Tabla 81 A y los rangos de clases de calidad de agua en la Tabla 81 B. La metodología mediante un Análisis de componentes principales ACP discrimina por correlación entre abundancia de familia y variables ambientales y la metodología de Chessmann por peso que es la asignación de rangos en base a abundancia de familia.

Tabla 81 A. Valores de tolerancia índice *Ch*SIGNAL para cuenca del río Limarí

Clase	Orden	Familia	ACP <i>Ch</i> SIGNAL	Chessmann reasignado <i>Ch</i> SIGNAL
Insecta	Coleóptera	Dystiscidae	4	4
		Elmidae	9	9
		Gyrinidae	5	6
		Hidrophilidae	3	3
	Díptera	Athericidae	7	9
		Blephariceridae	6	7
		Ceratopogonidae	1	3
		Chironomidae	4	5
		Culicidae	8	4
		Dixidae	6	6
		Empididae	3	7
		Ephydriidae	3	3
		Simuliidae	9	8
		Stratiomyidae	3	4
		Tabanidae	4	4
		Tipulidae	5	7
		Ephemeroptera	Baetidae	8
	Caenidae		5	6
	Leptophlebiidae		10	10
	Oniscigastridae		6	7
	Hemiptera	Belostomatidae	3	3
		Corixidae	3	4
		Notonectidae	3	4
	Megaloptera	Corydalidae	9	9
	Odonata	Aeshnidae	3	3
		Coenagrionidae	1	2
		Gomphidae	5	4
		Lestidae	3	4
		Libellulidae	2	3
	Plecoptera	Gripopterygidae	6	8
	Trichoptera	Ecnomidae	6	6
		Glossosomatidae	9	9
Helicophidae		7	8	
Hydrobiosidae		10	10	
Hydroptilidae		2	1	
Hydropsychidae		6	8	
Leptoceridae		9	9	
Sericostomatidae		8	8	
Arachnidae	Acarina	Hydrachnidia	3	5
Crustacea	Amphipoda	Hyalellidae	2	4
Gastropoda	Basommatophora	Ancylidae	6	7
		Hydrobiidae	4	4
		Planorbidae	3	2
		Physidae	2	2
		Sphaeriidae	6	6
Hirudinea		Glossiphoniidae	3	2
Nematoda			4	4
Nematomorpha			4	3
Oligochaeta		Lumbricidae	5	5
		Naididae	3	3
Turbellaria	Tricladida	Dugesidae	1	2

Fuente: Elaboración propia

Tabla 81 B. Clase de calidad índice ChSIGNAL, para la cuenca del río Limarí.

Clase de calidad	Puntaje ChSIGNAL	Calidad de agua	Color que representa la calidad de agua
I	> 7	Muy Buena	Azul
II	6 - 7	Buena	Verde
III	5 - 6	Regular	Amarillo
IV	4 - 5	Mala	Naranja
V	< 4	Muy Mala	Rojo

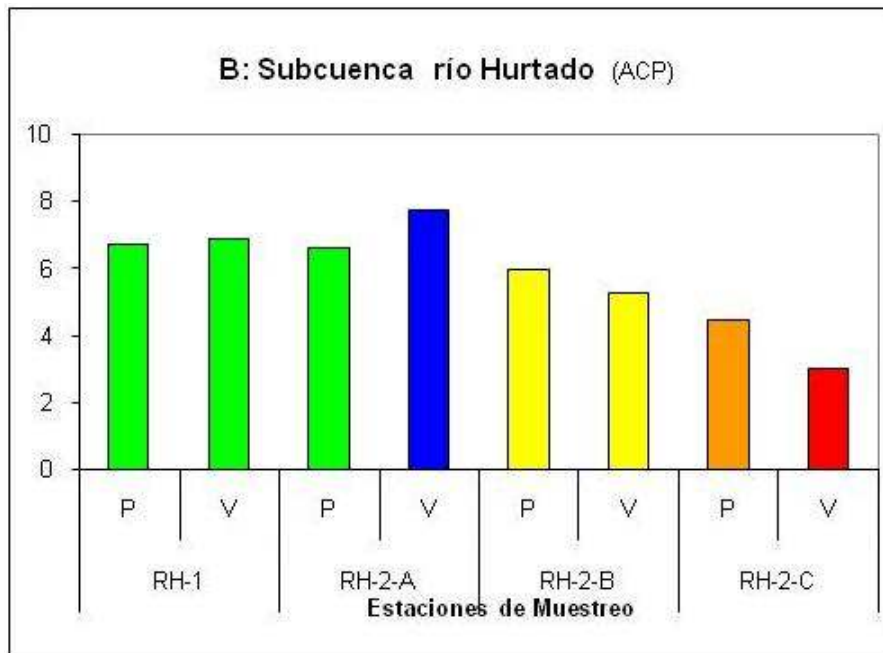
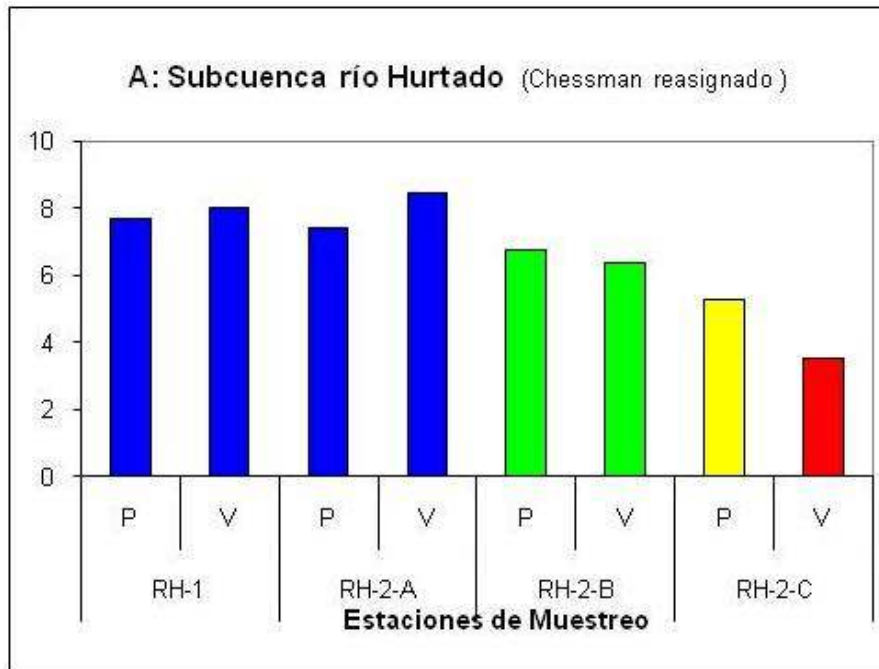
Fuente: Elaboración propia, basado en Chessmann

## B) Índice biótico por Sub Cuenca.

### B1) Sub Cuenca del río Hurtado

Al aplicar el índice ChSIGNAL mediante las dos metodologías de análisis para ambas campañas de terreno observamos que en general la calidad de agua bajo el puntaje reasignado por Chessmann fue de mayor en calidad que el realizado bajo ACP. Los mejores rangos de calidad de agua correspondieron a los tramos localizado en la zona más rítrónica como lo fueron RH-1 y RH-2-A siendo aguas de muy buena calidad (Chessmann) a buena calidad (ACP). Disminuyó para la estación RH-2-B aguas de buena (Chessmann) a regular calidad (ACP) y más aún en la estación de menor altura RH-2-C localizada bajo embalse, donde en primavera el índice fue de regular (Chessmann) a mala calidad ACP) y en verano fue de mala calidad para ambas metodologías (Fig.79 A y B).

Figura 79. Ch SIGNAL para Sub cuenca río Hurtado



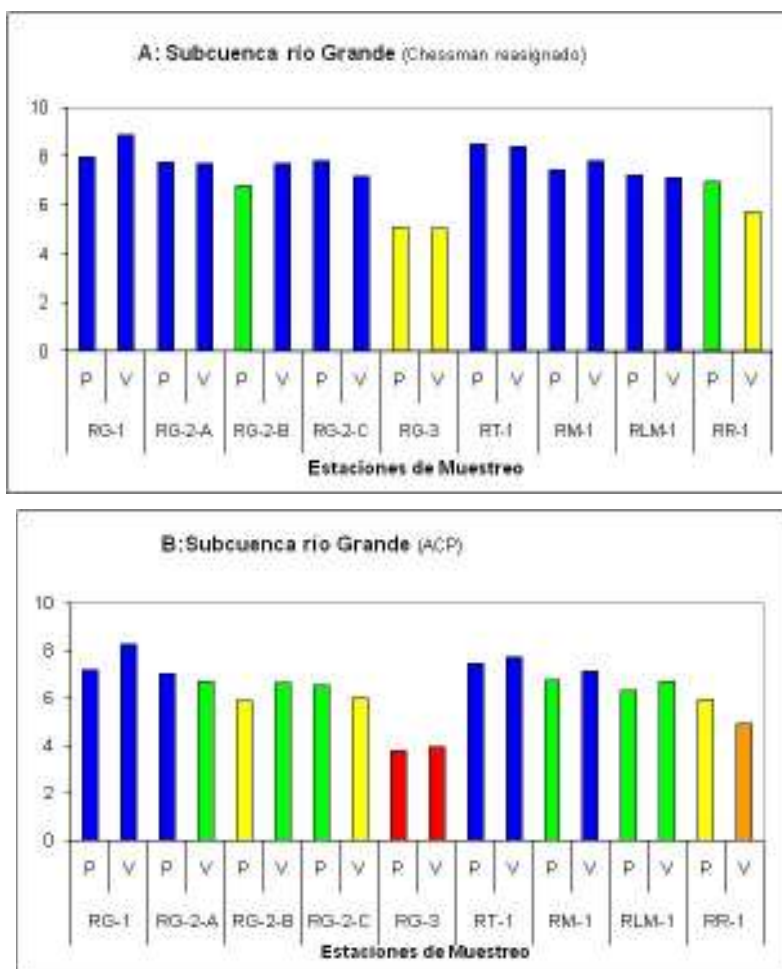
Fuente: Elaboración propia



## B2) Sub Cuenca del río Grande

Al aplicar el índice ChSIGNAL bajo las dos metodologías para ambas campañas, se observó en general que la calidad de agua bajo puntaje reasignado Chessmann fue mejor que el realizado bajo ACP. Para el río Grande las aguas resultaron entre muy buena calidad (Chessmann) a buena calidad (ACP) para estaciones sobre el embalse La Paloma, y estaciones bajo embalse esta disminuyó a aguas de regular calidad (Chessmann) a muy mala calidad (ACP) representada por RG-3. Para los afluentes del río Grande las aguas resultaron entre muy buena (Chessmann) a buena calidad (ACP) con excepción de la estación RR-1 en que el índice fue de buena (primavera) a regular calidad (verano) bajo la metodología de Chessmann y de regular (primavera) a mala calidad (verano) según método ACP (Fig.80 A y B).

Figura 80. *Ch SIGNAL* para Sub cuenca río Grande

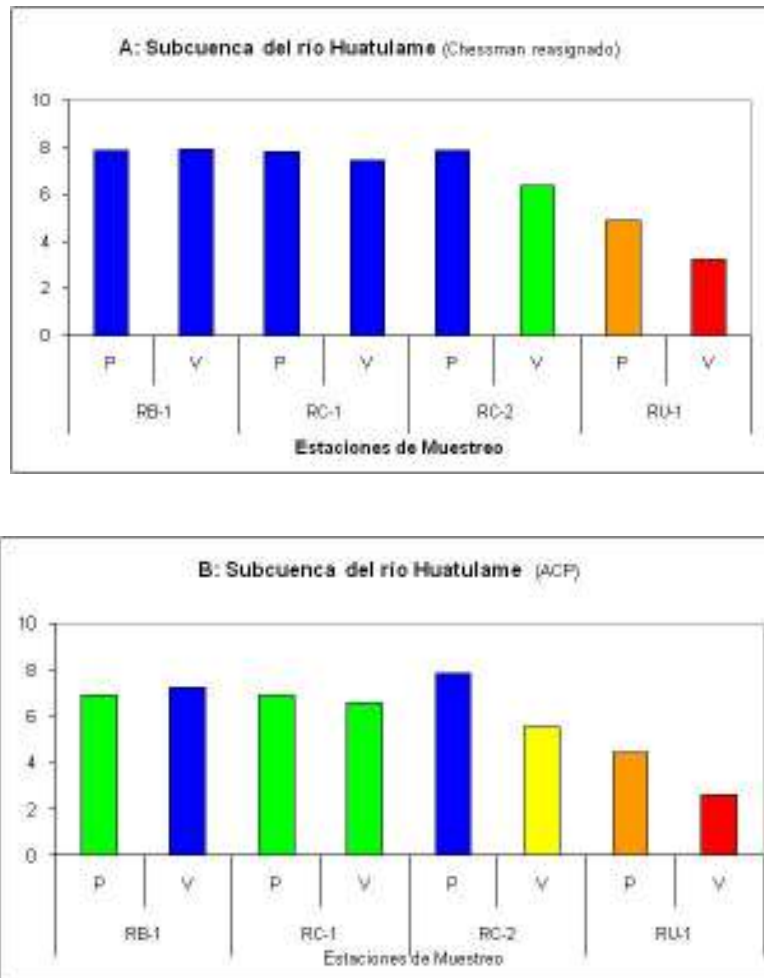


Fuente: Elaboración propia

### B3) Sub Cuenca del río Huatulame

Al aplicar el índice ChSIGNAL mediante las dos metodologías de análisis para ambas campañas de terreno observamos que en general la calidad de agua bajo puntaje reasignado por Chessmann fue de mayor en calidad que el realizado bajo ACP. Según Chessmann las estaciones sobre el embalse Cogotí se presentaron en general entre muy buena a buena calidad. Para la metodología según ACP las estaciones por sobre embalse se presentaron entre muy buena a buena calidad a excepción de RC-2 en verano en que resultó ser de regular calidad. Bajo embalse que correspondió a la estación RU-1 la calidad de agua resultó ser entre mala (primavera) a mala calidad (verano) según las dos metodologías (Fig. 81).

Figura 81. *Ch SIGNAL* para Sub cuenca río Huatulame

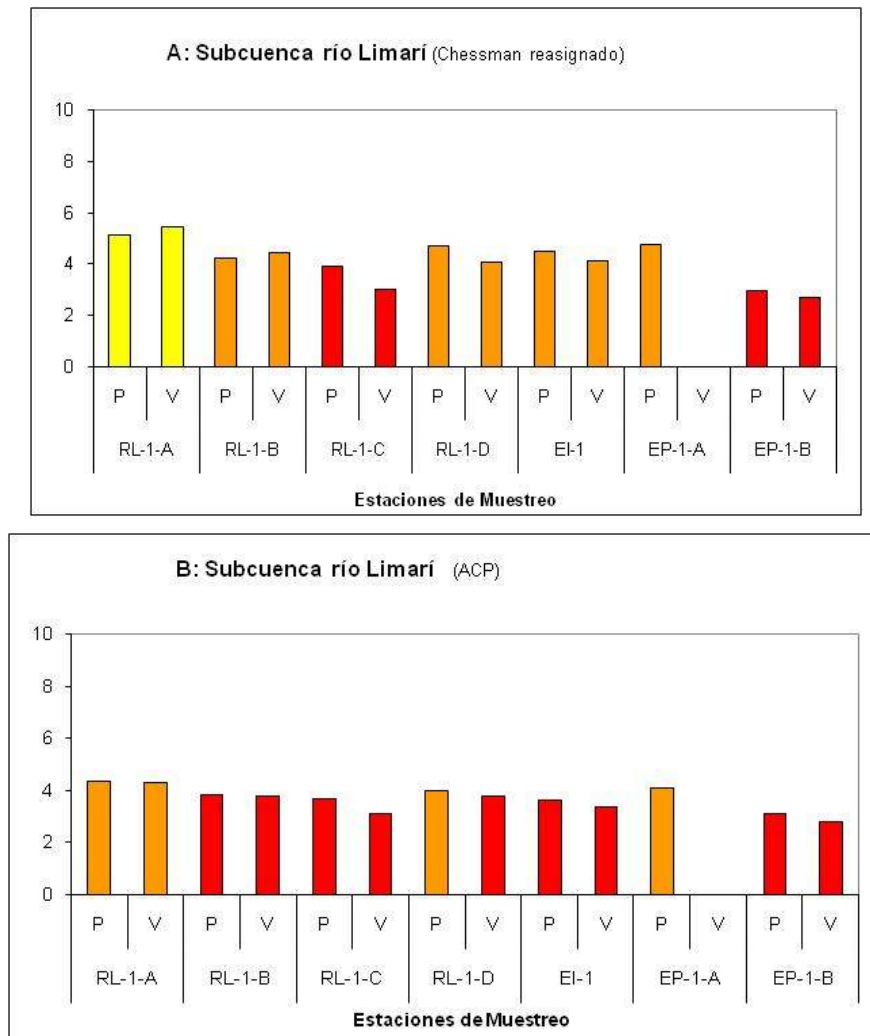


Fuente: Elaboración propia

#### B4) Sub Cuenca del río Limarí

Al aplicar el índice *Ch*SIGNAL bajo dos metodologías para ambas campañas se observó que en general la calidad de agua bajo puntaje reasignado por Chessmann fue mejor que bajo ACP. Las aguas de la subcuenca bajo las dos metodologías estuvieron entre aguas de mala a muy mala calidad, con la excepción de la estación RL-1-A en que bajo la metodología de Chessmann resultaron aguas de regular calidad (Fig.82).

Figura 82. *Ch* SIGNAL para Sub cuenca río Limarí.



Fuente: elaboración propia

Al comparar el índice biótico para ambas estaciones primavera y verano se pudo observar que las localizadas en las zonas más ritrónicas obtuvieron un *Ch SIGNAL* que reflejó aguas de mejor calidad disminuyendo hacia las zonas potámicas de la cuenca, siendo la subcuenca del río Limarí la que presentó a lo largo de todas sus estaciones los rangos de calidad más bajos, siendo de mala a muy mala calidad. Se debe tener en cuenta que el Río Limarí presentó una composición salina de sus aguas alta en parte por fuentes naturales y también hay actividad minera como también posee alta presión por poblados.

En general destacamos que en las zonas ritrónicas de la cuenca se registró la presencia de las Familias representantes de aguas limpias como Athericidae, Leptophlebiidae, Grypoterygidae, Glossosomatidae, Helicophilidae, entre otras y en las zonas potámicas la presencia de familias como Hydrobiidae, Planorbiidae, Dugesiidae, Glossiphoniidae y Naididae indicadoras de contaminación. Específicamente en primavera y verano la mejor calidad del agua se registró en estaciones de la subcuenca del río Grande RT-1 y RG-1 respectivamente, destacando las Familias Athericidae, Leptophlebiidae, Glossosomatidae e Hydrobiosidae. La menor calidad del agua se observó en la estación EP-1-B perteneciente a la subcuenca del río Limarí, en ella se registraron solo Familias asociadas a una mala calidad del agua como Ceratopogonidae, Chironomidae, Hidroptilidae, Hydrobiidae, Physidae, Naididae, Dugesiidae y Glossiphoniidae.

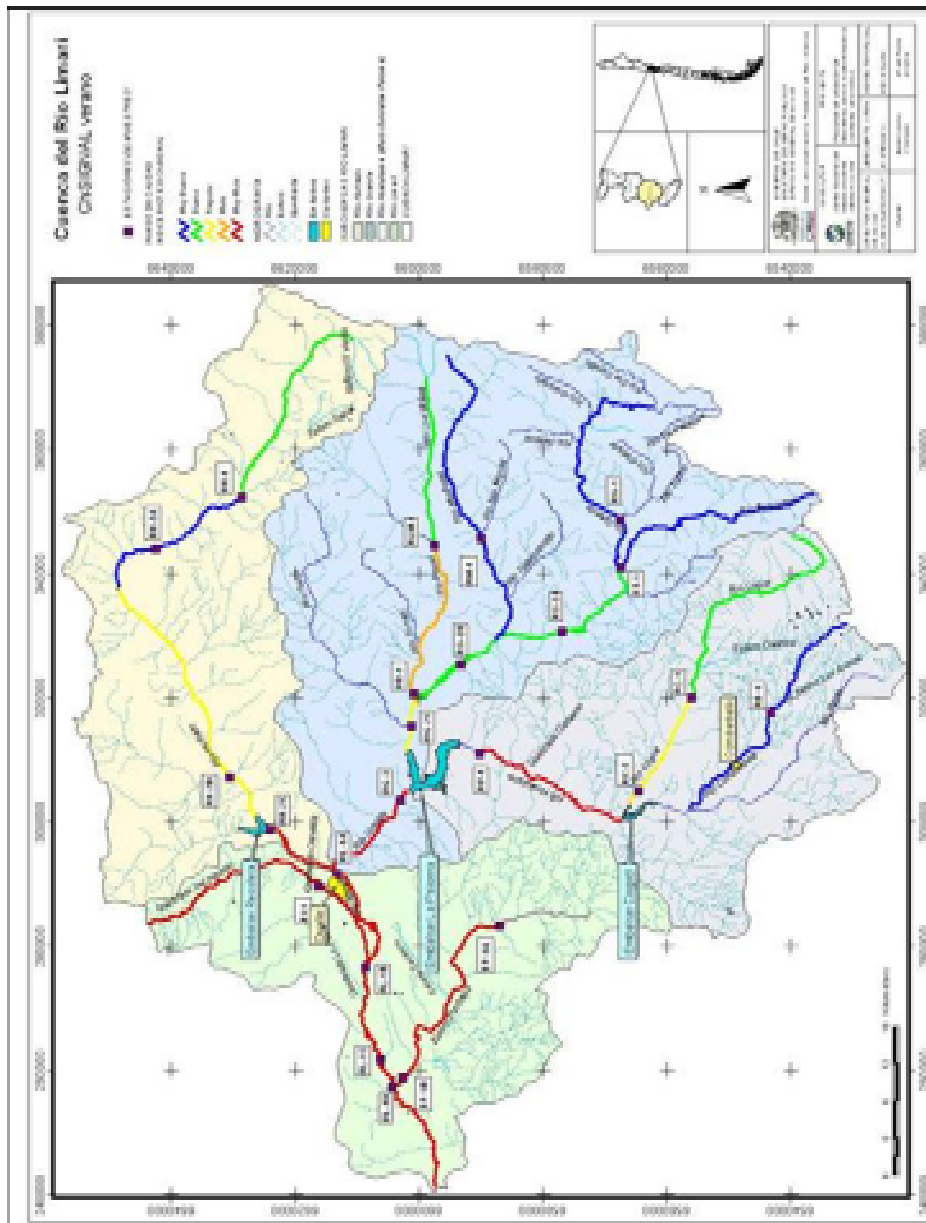
### **7.5.8.3 Mapas de calidad de agua**

Se elaboró el mapa de calidad según el índice biótico *Ch SIGNAL* bajo la metodología de ACP para primavera y verano, (Fig. 83 A y 83 B), por resultar la más adecuada para aplicar, de acuerdo a los siguientes criterios:

- Los indicadores biológicos reflejan las variaciones ambientales del lugar, siendo la escala espacial local la más adecuada para reasignar los puntajes de tolerancia.
- Los índices bióticos bajo metodología Chessmann y ACP resultaron bastante similares, pero con el método de Chessmann los puntajes obtenidos fueron menos rigurosos. Así para el uso de índices como herramienta preventiva de Alerta temprana resultaría mejor el *Ch SIGNAL* bajo la metodología ACP.



Figura 83 B. Mapa de Calidad de agua para verano, según ChSIGNAL (ACP) para la cuenca del río Limarí.



## **7.6. Riesgo ambiental**

Se desarrolló enfoque de integridad biológica incorporando los antecedentes de las presiones antrópicas. La cuenca del río Limarí esta comprendida principalmente por las comunas Andacollo, Combarbalá, Monte Patria, Ovalle, Punitaqui y Río Hurtado, también se encuentran representadas las comunas de Canela, Illapel, Coquimbo, Paihuano y Vicuña, pero con una baja representatividad en relación a la superficie total de la cuenca, razón por la cual se excluyeron del análisis.

Según el Censo del año 2002 (INE, 2002) la población comunal promedio dentro de la cuenca del río Limarí es de 36.127 habitantes, siendo Ovalle la comuna más poblada con 98.089 habitantes, siguiendo Monte Patria con 30.276, Combarbalá con 13.483, Andacollo con 10.288, Punitaqui con 9.539 y luego Río Hurtado con 4.771 habitantes.

En relación a las actividades productivas dentro de la cuenca la mayoría son de carácter agrícola concentrándose principalmente en las comunas de Ovalle, Monte Patria y Río Hurtado, y en menor medida en Andacollo y Punitaqui. Respecto de las actividades productivas de carácter minero, estas se concentran en la comuna de Monte Patria. Por último, la actividad industrial de la cuenca se concentra principalmente en la comuna de Ovalle.

En relación a esta información se determinaron las siguientes categorías de riesgo ambiental representadas en la Figura 84.

### **a. Categoría Alta**

Dentro de esta categoría se ubica la superficie correspondiente a las comunas Monte Patria y Combarbalá, pese a que su número de habitantes (30.276 y 13.483 hab. respectivamente) es menor al número de habitantes promedio (36.127 hab.) se le otorgo una categoría alta dado a que dentro de sus límites administrativos se concentra la totalidad de las actividades mineras de la cuenca, junto a actividades agrícolas y en menor medida de carácter industrial.

### **b. Categoría Media**

Dentro de esta categoría se ubica la comuna de Ovalle dado a su alto número de habitantes (98.089 hab.) en relación al número de habitantes promedio (36.127 hab.) y a que pese a ser una comuna que concentra principalmente actividades

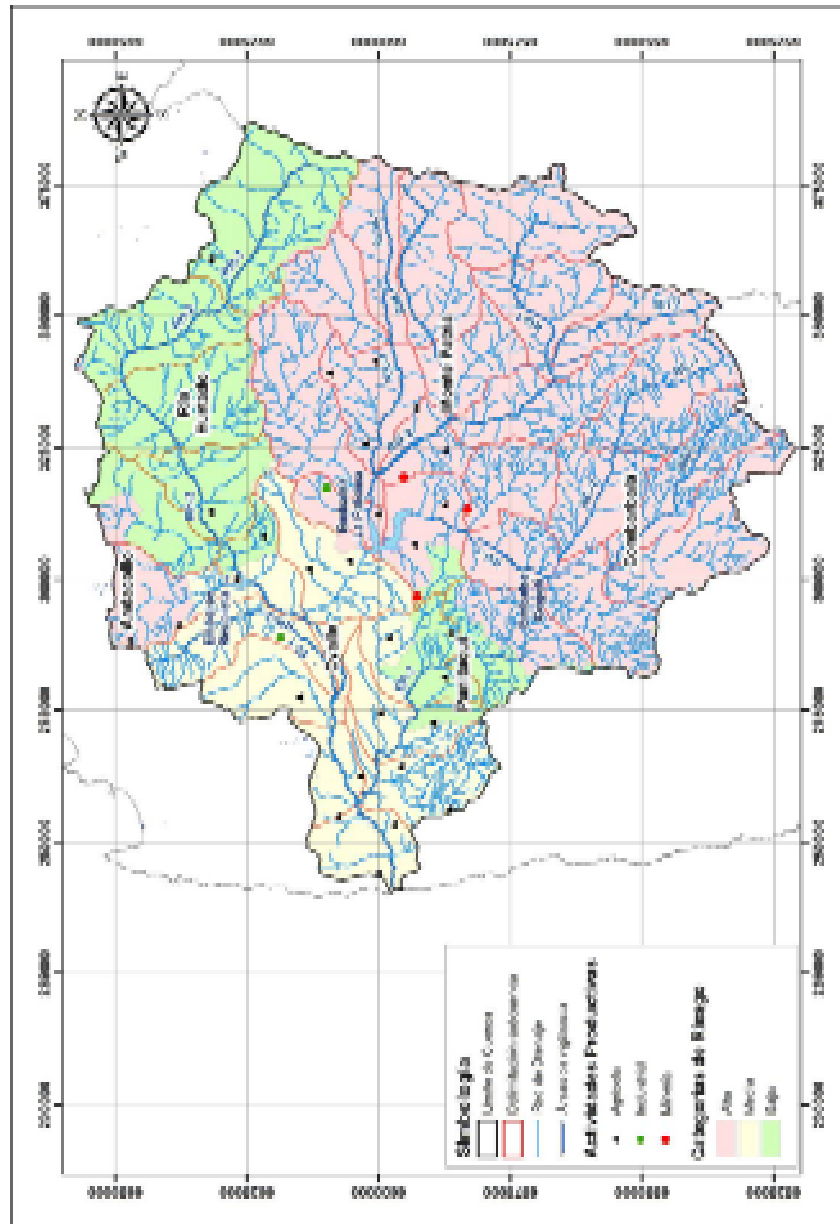
productivas de carácter agrícola, también alberga actividades de carácter industrial dentro de sus límites administrativos.

**c. Categoría Baja**

Dentro de esta categoría se ubican las comunas de Punitaqui y Río Hurtado dado su bajo número de habitantes (9.539 y 4.771 hab. respectivamente) en relación al número de habitantes promedio de la cuenca (36.127) y a que dentro de sus límites administrativos concentra principalmente actividades de carácter agrícola.



Figura 84. Mapa de Riesgo Ambiental, para la cuenca del río Limarí.



## **7.6. Propuesta de Protocolo bajo enfoque integral (Anexo 1)**

Se elaboró un protocolo de muestreo para efectuar la recolección de bentos en base a los resultados obtenidos, el cual se detalla en el Anexo 1. Actualmente este documento sirvió de base para el desarrollo de un Protocolo a nivel nacional para levantar este tipo de información.

## 7.7. BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA

- Baldessari R. (2007). Efectos naturales y antrópicos en la calidad de las aguas del Río Limarí y sus afluentes. Memoria para optar al título de Ing. Civil Ambiental. Depto de Ing. De Minas. U. de La Serena 224 pp.
- Bonada N, N. Prat, A. Munné, M. Rieradevall, J. Alba-Tercedor, M. Álvarez, Juan Avilés, J. Casas, P. Jáimez-Cuéllar, A. Mellado, G. Moyà, I. Pardo, S. Robles, G. Ramon, M. L. Suárez, M. Toro, M. R. Vidal-Abarca, S. Vivas & C. Zamora-Muñoz (2002). Criterios para la selección de condiciones de referencia en los ríos mediterráneos. Resultados del proyecto GUADALMED. *Limnetica*, 21: 99-114.
- Centro de Estudios Avanzados de Zonas Áridas (CEAZA). 2007. Informe técnico, Talcuna en el sector de Marquesa. Resultados preliminares sobre el estudio de las comunidades de macroinvertebrados dulceacuícolas: influencia de la minera. Proyecto CAMINAR – Cuenca del Elqui – Chile. CEAZA, (ULS-INIA-UCN)
- Chessman B. (2003). SIGNAL 2-A Scoring System for Macroinvertebrate (Water Bugs) in Australian Rivers, Monitoring River Health Initiative Technical Report N° 31, Commonwealth of Australia, Canberra.
- Chessman B., J. E.Growns & A. R. Kotlash. (1997). Objective derivation of macroinvertebrate family sensitive grade numbers for the SIGNAL biotic index: application to the Hunter River system, New South Wales. *Mar. Freshwater Res.* 48, 159-72.
- CONAMA (2009). Estudio complementario de base ecológica para la incorporación de variables biológicas en la generación, monitoreo y control de las NSCA”.
- CONAMA- ARETECH (2009). Estudio complementario de base ecológica para la incorporación de variables biológicas en la generación, monitoreo y control de las NSCA”.Ejecutado por ARETECH.
- CONAMA (2007). Consultoría Técnica. Anteproyecto normas secundarias de calidad ambiental para la protección de las aguas continentales superficiales de la Cuenca del Río Limarí. 158 p.
- Dirección General de Aguas (DGA), MOP. 2004. Diagnóstico y Clasificación de los Cursos y Cuerpos de Agua Según Objetivos de Calidad “Cuenca del Río Limarí”. Ejecutada por CADE-IDEPE. Consultores en Ingeniería.
- Dirección General de Aguas (DGA)/ Centro Nacional del Medio Ambiente (CENMA). 2010. Propuesta de utilización de biocriterios para la implementación y monitoreo de la norma secundaria de calidad de ambiental. Recopilación de antecedentes y selección de cuencas piloto. Informe Final.

- Espejo, L.M.(2010).Cálculo de índices de calidad de agua superficiales y análisisde la red de monitoreo en las cuencas de Huasco, Elqui, Limarí y Choapa. Tesis para optar al título de Ing. Civil Ambiental. U. de La Serena, Fac. Ingeniería, Depto. Ing. En Minas. 199 pp.
- Gutiérrez, S. (2007). Consultoría técnica. Anteproyecto normas secundarias de calidad ambiental para la protección de las aguas continentales superficiales de la Cuenca del Río Limarí.
- INIA-CORFO, 2009.
- Instituto Nacional de Normalización INN (1978). Norma Chilena oficial NCh. 1.333/Of.78. Norma Chilena Oficial "Requisitos de calidad del agua para diferentes usos" Instituto Nacional de Normalización. Santiago.
- MOP (2002). Embalse Paloma. Ministerio de Obras Públicas. Dirección de Obras Hidráulicas. Ovalle, Chile. 12 p.
- Niemeyer, H. y P. Cereceda., (1984). Geografía de Chile. Tomo VIII Hidrografía. Instituto Geográfico Militar. 320 pp.
- Poff, N.L Y Allan, J.D. (1997). The Natural Flow Regime. Bioscience. Vol.47, nro 11, 769-785 pp.



**CAPÍTULO VIII**  
**APLICACIONES PRÁCTICAS**



Se desarrolló un Programa de Vigilancia (PVA) correspondiente a la etapa de planificación según el modelo de gestión propuesto que está de acuerdo con la estructura determinada por el Departamento de Política y Regulación del Ministerio de Medio Ambiente, que está actualmente en revisión.

Los programas de vigilancia ambiental (PVA), corresponden a instrumentos para el seguimiento y monitoreo en el tiempo de las variables ambientales indicadas en la NSCA. Es coordinado por el Ministerio del Medio Ambiente y aplicado por los servicios del estado con competencia ambiental.

#### **8.1. OBJETIVOS DEL PLAN DE VIGILANCIA AMBIENTAL**

- a) Realizar un seguimiento periódico de las variables ambientales seleccionadas de otras ya existentes, con la finalidad de establecer su grado de afectación, esto permite establecer e implementar las medidas correctivas o modificaciones de otras ya existentes.
- b) Proporcionar información sobre la calidad ambiental de los cuerpos de agua a la autoridad competente, a los interesados en el recurso, y a la ciudadanía en general.

#### **8.2. ALCANCE DEL PROGRAMA DE VIGILANCIA (PVA)**

El programa se desarrolló en base a los antecedentes con los cuales se estructuraron las NSCA, se recopiló información de la zona a vigilar, de los



parámetros, datos ambientales, entre otros. Los recursos asignados deben ser suficientes para la continuidad de un programa de Vigilancia así como también poder establecer y documentar las funciones y responsabilidades asociadas a cada una de las personas responsables de hacer funcionar este programa. Debe quedar claro lo que se debe vigilar y las técnicas necesarias a utilizar. Las variables ambientales a monitorear, la frecuencia y las estaciones de monitoreo seleccionadas, así como las metodologías más adecuadas para la medición de las variables ambientales.

Para la propuesta del Programa de Vigilancia Ambiental (PVA) se trabajó en base al documento “Guía Técnica para la formulación de Programas de Vigilancia de NSCA”, como resultado del programa de apoyo a la elaboración de NSCA, CENMA – CONAMA, realizado durante el año 2009 – 2010.

### **8.3. MODELO DE PROGRAMA DE VIGILANCIA AMBIENTAL**

El PVA se compone de una Red Oficial y una Red no Oficial, de Observación, definida a continuación.

#### **8.3.1 Red oficial**

Esta red oficial se compone por las distintas Estaciones de Monitoreo de Control, definidas a partir de las áreas de vigilancia indicadas en la NSCA. El programa identificará las variables físico-químicas establecidas por las normas de calidad del agua, que serán consideradas en la red de control y serán clasificadas según los siguientes criterios:

**VARIABLES FUNDAMENTALES:** son las que dan cuenta de las propiedades fundamentales del agua superficial y sirven para alertar algún cambio en la mantención de la salud del ecosistema acuático.

**VARIABLES DE INTERVENCIÓN ANTRÓPICA:** son aquellas que tienen una estrecha relación con las actividades de origen antrópico y usos a nivel de la cuenca. Reflejan el grado de intervención antrópica por presiones o procesos de contaminación en las matrices receptoras.

### 8.3.2 Red de Observación

Para mejorar la calidad del agua se requiere contar con nuevas metodologías que aseguren una manera más efectiva y eficiente la vigilancia de las aguas, que permitan contar con un enfoque preventivo. El objetivo es poder alertar en forma temprana algún deterioro ambiental para una toma de decisiones a tiempo, y conservar los múltiples usos del agua bajo los objetivos de la NSCA, según lo que corresponda a cada cuenca. Una propuesta es la incorporación de monitoreos biológicos tal como los macroinvertebrados bentónicos. Basado en la capacidad de la biota de reflejar cambios físicos y químicos del sistema. Esta red de observación está conformada por los siguientes componentes:

- a) **Variables de condición natural** son las que reflejan la condición natural del sistema.
- b) **Variables de intervención antrópica** son las que son producidas por actividades antrópicas, agroindustrias.
- c) **Investigación**, para incorporar los elementos necesarios para mejorar metodologías para los monitoreos. Una propuesta es la incorporación del biomonitoreo y sus requerimientos, que se podrá proponer para mejorar la NSCA en su etapa de revisión. También se pueden proponer otras estaciones complementarias a la red oficial y/o otras variables, para aportar a un enfoque preventivo de la NSCA.

Figura 85. Estructura del Programa de Vigilancia Ambiental para la NSCA.



Fuente: basado en MMA, Depto. Políticas Públicas, 2010 (en desarrollo).

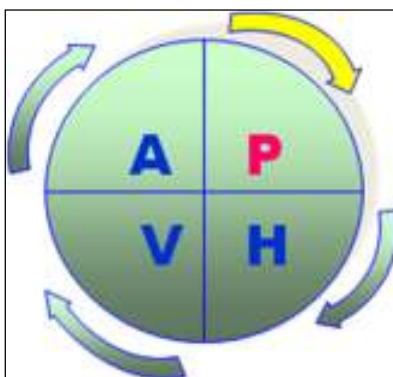
### 8.3.3 Modelo de gestión

El PVA como elemento de gestión debe satisfacer una serie de actividades coordinadas, con el fin de dirigir y controlar el cumplimiento de los objetivos del Programa. Las etapas de su desarrollo deben tomar en cuenta elementos básicos de gestión, entre los cuales se cuenta el modelo NCh-ISO 14001 de mejora continua y NCh-ISO 14004.

Este se compone de 4 etapas que se indica en la Figura xx.

- P:** Planificación: que consiste en la identificación de la calidad de las aguas definidas en los tramos de vigilancia, los aspectos legales, los objetivos ambientales. En esta etapa se define un Programa de vigilancia el cual debe contener indicadores, metas, metodología, entre otros, (NCH-ISO 14004). Los principios rectores le corresponderá al Ministerio de Medio Ambiente, Depto. Políticas y Regulación.
  
- H:** Esta es la parte "acción" donde corresponde la implementación del Programa de Vigilancia propiamente tal. Realizar las mediciones del programa de acuerdo a los objetivos, las metas y los requisitos legales y otros requisitos que se establezcan, diseñar actividades de capacitación, entrenamiento, conocimiento y competencia. Elaboración del informe, elaborar toda la documentación del programa en cuestión. Debe quedar establecido el control de documentos y de operaciones. Aquí se realizan las mediciones. También corresponde informar los resultados. También debe haber un procedimiento para responder a situaciones de emergencia.
  
- V:** Se realiza la verificación del proceso. Corresponde a las actividades de seguimiento y determinar la calidad del agua respecto a los objetivos planteados. Se revisa el proceso y se informa de medidas correctivas y/o preventivas. Se elabora un proceso de Auditoría ambiental.
  
- A:** acciones para mejorar el proceso de evaluación de la calidad de agua. Incorporar otros parámetros que sirvan para mejorar metodologías para la evaluación de la calidad.

Figura 86. Modelo de gestión “Ciclo de mejoramiento continuo”



Fuente: NCh-ISO 14001 Of. 97

Este modelo se adecua al PVA, es ya probado a nivel mundial, estandarizado y Chile ya posee esta norma homologada la NCh-ISO 14001, a cargo del organismo de normalización nacional el INN. Es un modelo dinámico basado en la mejora continua, por lo que cumple además con las características del manejo adaptativo, el “aprender haciendo” propio de los sistemas ambientales que además son complejos en organización. Así se recomiendan llevar a cabo acciones producto del manejo adaptativo para optimizar los resultados del programa, las que deben llevarse a cabo en todas las etapas del ciclo a varias escalas, y poder modificar continuamente las actividades contempladas en el modelo.

Es importante definir las responsabilidades como en todo sistema de gestión, de cada una de la etapas especificando los requisitos, la asignación de roles, las que deben ser definidas, documentadas y comunicada

#### 8.3.4 Desarrollo del Programa de Vigilancia

a) **Red Oficial:** está compuesta por las estaciones de monitoreo definidas en la NSCA, para los efectos de desarrollo y fiscalización de la norma

La toma de muestra de componentes químicos deberá realizarse de acuerdo a la normativa vigente, bajo un sistema de aseguramiento de la calidad, con laboratorios acreditados a la NCh 17025. La toma de muestra debe ser representativa, con los implementos adecuados, transporte y procesamiento de la muestra acorde con los requerimientos de obtención de un dato confiable.

## Requerimientos:

- Realizar un programa de muestreo donde se especifican las labores a realizar, implementos, toma de muestra, transporte de materiales, tratamiento de materiales, preservación, entre otros.
- Apoyo de material cartográfico para la localización de los sitios de terreno a ser confirmados in situ mediante georreferencia.
- Lista de chequeo y documentación que especifique requerimiento de tratamiento de las muestras, preservación de acuerdo al analito, registros de terreno, mantención de los instrumentos usados y debidamente calibrados.
- Cadena de custodia requerida para la recepción de muestra en el laboratorio acreditado, que debe ser completada durante la campaña.
- Cumplimiento del proceso de toma de muestra, transporte y recepción de esta bajo un programa de aseguramiento de calidad y control de calidad (QA/QC)
- Mantención de registros de terreno y documentación adecuados.
- Cumplir los Protocolos de toma de muestra y transporte de estos durante la campaña.

A continuación se indica alguna normativa pertinente al muestreo, que deberá ser reunida e incorporada formalmente para realizar las diferentes actividades del muestreo, debidamente adaptada al objetivo de la campaña.

Tabla 82. Normativa vigente para el muestreo de aguas superficiales

IDENTIFICACIÓN	TÍTULO
NCh 411/1 Of. 96. D.S N°501 1996 de MOP	Calidad del agua Muestreo. Parte 1: Guía para el diseño de programas de muestreo.
NCh 411/2 Of. 96. D.S N° 501 1996 de MOP	Calidad del agua Muestreo. Parte 2: Guía sobre técnicas de muestreo.
NCh 411/3 Of. 96. D.S N° 501 1996 de MOP	Calidad del agua Muestreo. Parte 6: Guía para el muestreo de ríos y cursos de agua.
Collection and Preservation of Samples. Standard Methods	APHA, Standard Methods for Examination of Wáter and Wastewater. Descritas en el número 1060, 21 th edition 2005. APHA – AWWA – WPCF.

Fuente Elaboración propia

**b) Red de Observación:** permite evaluar otras condiciones necesarias para la gestión hídrica en la cuenca. Está formada por tres componentes, que son:

**Variables de condición natural**, determinadas por las características propias del lugar como por ejemplo la naturaleza litogénica, donde algunos compuestos o elementos pueden verse incrementados en su concentración, respecto otros sistemas. Un buen ejemplo son los metales y iones que forman sales.

**Variables de intervención antrópica**, estas provienen de fuentes potenciales de contaminación de la cuenca según el tipo de actividad y usos de cada tramo También se incluyen parámetros de relevancia ambiental, que puedan afectar directamente la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos.

**Investigación**, esta actividad contempla la incorporación de aspectos, materias, que permitan generar información significativa para la evaluación de la calidad del agua de cada cuenca. Por ejemplo la incorporación de monitoreo biológico propuesta en la futuras NSCA, para mejorar metodologías de evaluación de calidad de agua.

### **b1) Investigación**

Se pueden incorporar componentes hidromorfológicos, físicos y químicos y biológicos. El monitoreo biológico integra estos tres componentes.

**b1.1) Índices Hidromorfológicos:** La hidromorfología es un componente que influye en la estructura las comunidades biológicas, al relacionarse con la estructura física del sistema. La caracterización de la calidad hidromorfológica considera la evaluación de la estructura física (morfología fluvial y estructura de la ribera). Entre los indicadores hidromorfológicos que afectan a los indicadores biológicos están:

- régimen hidrológico,
- la continuidad del río,
- condiciones morfológicas,
- la estructura de la zona ribereña.

Se dan dos ejemplos de índice posibles de aplicar que han sido elaborados para ambientes mediterráneos. El índice de hábitat fluvial IHF (Pardo *et al*, 2002) y el índice de bosque de ribera QBR (Suárez *et al*, 2002). Un buen estado del entorno natural se asocia a una buena calidad ecológica del cauce, una buena calidad de agua y biota correspondiente. Ambos índices han sido aplicados en Chile para evaluar de

manera rápida un sistema fluvial reflejando la calidad de su ribera y cauce (Palma., *et al.*, 2009), que se indican en las Fichas detalladas por cada estación de vigilancia.

### Índice de Hábitat Fluvial (IHF).

- Este índice valora la capacidad del hábitat físico para albergar la fauna, con lo cual se puede valorar el grado de alteración del hábitat de ríos, comparándolo con una estación de referencia sin alteración. Se compone de 7 métricas que miden frecuencia de rápidos, regímenes de velocidad y profundidad, grado de inclusión y sedimentación en pozas, diversidad de sustratos y elementos de heterogeneidad en el cauce. El puntaje total del índice es de 100 (Pardo *et al.*, 2002). A mayor puntaje del índice, mayor diversidad de hábitat para el desarrollo de las poblaciones de la comunidad. Este índice fue aplicado en el proyecto GUADALMED (Jáimez- Cuellar *et al.*, 2002).

Tabla 83. Valores de referencia propuesto para IHF

Valor IHF	Calidad	Color
81-100	Muy Buena	Azul
61-80	Buena	Verde
41-60	Regular	Amarillo
21-40	Mala	Naranja
0-20	Muy Mala	Rojo

Fuente: Elaboración propia

### Índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR).

- Entre los aspectos a considerar para cuantificar y calificar la “calidad ecológica” de los ecosistemas acuáticos, propuestos por la Directiva Marco del Agua (DMA), las riberas constituyen uno de los más importantes. El índice de calidad del bosque de ribera, QBR consta de cuatro métricas que recogen distintos componentes y atributos de las riberas que son: Grado de cubierta de la zona de ribera, Estructura de la cubierta, Calidad de la cubierta y Grado de naturalidad del canal fluvial; propuestos por Munné *et al.* (1998) , Munné & Prat, (2002). Los valores del índice se distribuyen en cinco rangos de calidad desde una muy buena calidad que indica un bosque de ribera sin alteraciones a una muy mala calidad que señala degradación extrema de la ribera. Cabe destacar que el índice QBR no está sujeto a una variabilidad estacional puesto que utiliza como indicador biológico la vegetación arbórea, arbustiva y el matorral perenne.

Tabla 84. Valores de referencia propuesto para QBR

Valor QBR	Calidad	Color
>95	Muy Buena	Azul
71-95	Buena	Verde
46-70	Regular	Amarillo
21-45	Mala	Naranja
≤ 20	Muy Mala	Rojo

Fuente: Elaboración propia.

### b1.2) Componente físico y químico

Se pueden agrupar las variables físicas y químicas en: parámetros básicos e indicadores de eutrofización, de contaminación y de toxicidad, definidos de la siguiente forma:

**Parámetros básicos:** estos se relacionan con el funcionamiento del sistema y son: temperatura, pH, sólidos disueltos, conductividad.

**Indicadores de eutrofización:** se refiere a compuestos relacionados con nutrientes principalmente nitrógeno y fósforo.

**Indicadores de contaminación:** estos pueden estar enfocados a contaminación de tipo orgánica, como también directamente relacionados con compuestos tóxicos para la biota, tales como metales, pesticidas, entre otros. Frente a un evento de emergencia por vertidos tóxicos como por ejemplo metales, se deberían tomar muestras de agua en el más corto plazo y realizar pruebas de bioensayos de toxicidad con especies estandarizadas.

#### **Recomendaciones para determinar variables a formar parte de la red de observación:**

- Fuentes potenciales de contaminación en la cuenca según el tipo de actividad y usos que presenta el río.
- Información de los parámetros de relevancia ambiental en la cuenca y que puedan afectar directamente la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos.
- Línea base de la calidad de agua superficial de acuerdo a antecedentes de monitoreos previos.



- Dinámica de la cuenca: condiciones climáticas, caudal, usos, entre otros, que signifique cambios de flujo que influye directamente para determinar el periodo de monitoreo.
- Eventos previos de impacto, contaminación por vertidos, situaciones puntuales de emergencia.
- Estimación de la tendencia de los contaminantes, los cuales incidirán directamente en la frecuencia de muestreo y límites de detección.
- Sitios de interés en biodiversidad, sitios libres de contaminación, mínimamente perturbados, prístinos.

### **b1.3) Componente biológico**

**Indicadores biológicos:** Los bioindicadores son herramientas de análisis biológicos, basados en la tolerancia o nivel de respuesta de los organismos, una especie indicadora, se define como “especie o conjunto de especies que tienen un particular requerimiento en relación a las variables físicas y/o químicas”, observándose cambios en la presencia/ausencia, número, morfología, fisiología o de comportamiento de esas especies indican que las variables físicas y/o químicas consideradas, están por fuera de los límites acostumbrados o normales” (Rosenberg & Resh, 1993). Hoy en día la tendencia mundial es a utilizar como indicador a la “comunidad”, con lo cual es esperable minimizar errores y multiplicar la capacidad de detección de alteraciones (Alba-Tercedor, 1996). Para la aplicación del monitoreo bentónico, se usan los macroinvertebrados bentónicos, por ser los más aplicados en otros países para evaluar calidad de agua y ya se cuenta con protocolos internacionales tales como para EPA, DMA de la Comunidad Europea. En Chile están actualmente en desarrollo la elaboración de un protocolo para la aplicación de bentos desarrollado por un equipo de expertos, coordinado por el Departamento de Políticas y Regulación, Ministerio de Medio Ambiente (actualmente en revisión). Se cuenta con varios índices biológicos para aplicar para el caso de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos identificados a nivel taxonómico de familia. De los disponibles varios han sido aplicados y adaptados para Chile (Figueroa *et al*, 2007), son de tipo cualitativo siguiendo un criterio multihábitat y cuantitativo.

Tabla 85. Tipos de índices bióticos a determinar por cuenca.

Tipo de índice	Condiciones para aplicar	Característica
Cuantitativo	Limitada o nula información biótica por cuenca. Requiere de réplicas (entre 6 y 10) y de un mismo tipo de hábitat.	De significativo esfuerzo tanto en tiempo como en costos para la obtención de la información.
Semicuantitativo	Escasa información generada por cuenca. Requiere recolectar los diferentes hábitat de cada área de vigilancia.	Esfuerzos menores que la cuantitativa en relación al tiempo de análisis para obtener la información.
Cualitativo	Abundante información generada por cuenca. Requiere recolectar los diferentes hábitats de cada área de vigilancia.	Metodología de menor costo económico, el esfuerzo depende de las características del tramo.

Fuente: Elaboración propia

Tabla 86. Calidades de agua para Índice bióticos

Calidad	Color
Muy Buena	Azul
Buena	Verde
Regular	Amarillo
Mala	Naranja
Muy Mala	Rojo

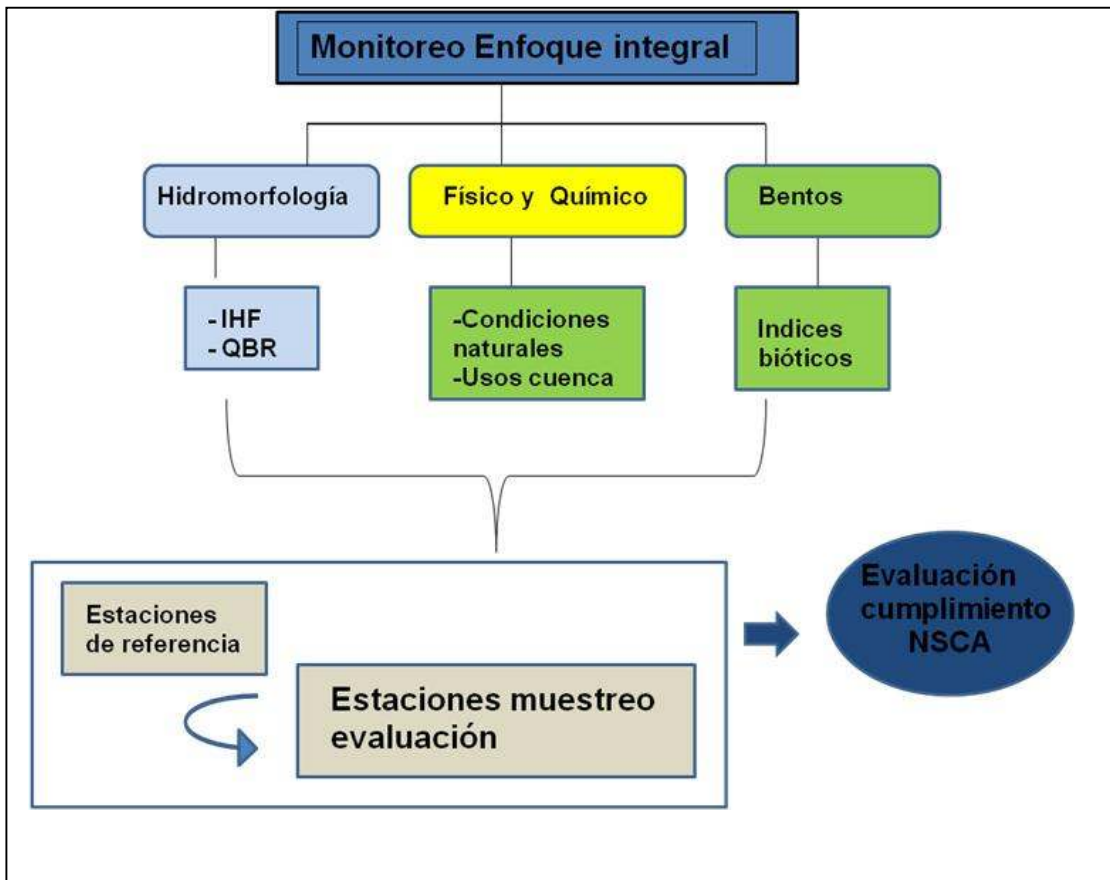
Fuente: Elaboración propia

Los puntajes de tolerancia de los organismos recolectados son recalculados en base a las concentraciones de los compuestos físicos y químicos locales detectados, y poder obtener los índices bióticos representativos de los tramos, tanto para índices bióticos cuantitativos y cualitativos.

### b1.3) Aplicación de biomonitorio bajo enfoque de integridad biológica

Para la evaluación integral de la calidad del agua superficial se deberá levantar información de tipo hidromorfológica, físico y química y biológica, para generar los índices necesarios para evaluar en forma integral la calidad de agua de acuerdo indicado en la Figura xx. Los usos de la cuenca se incorporan en la la determinación de los parámetros físicos y químicos.

Figura 87. Componentes del Monitoreo biológico



Fuente: Elaboración propia

#### **8.4. Aplicación a la cuenca del río Limarí**

Este PVA a modo de ejemplo se desarrolló según los resultados obtenidos en la tesis, a futuro será continuamente actualizada cuando se disponga con los monitoreos a futuro por parte de la autoridad, futuros estudios ejea de la NSCA. En principio se contempla un informe anual para el PVA, y la información de la red de Observación será fundamental para la revisión de la NSCA (en principio se revisará cada 5 años), en relación a los aportes a la red oficial e ir mejorando continuamente la gestión hídrica.

##### **8.4.1 Cuenca del Río Limarí**

La cuenca exorreica del Río Limarí, está compuesta de una red hidrográfica conformada por cursos de agua de variado caudal y regímenes hidrológicos, que se agrupan en seis subcuencas, incorporadas en las áreas de vigilancia de la propuesta de Anteproyecto de NSCA (CONAMA, 2009), las cuales se describen a continuación:

La hoya hidrográfica del río Grande, considerada ser la más importante en magnitud, el río recorre aproximadamente unos 155 Km. desde su nacimiento hasta la confluencia con el Río Hurtado y abarca un área de aproximadamente 4.000 Km<sup>2</sup>. Esta área a su vez se subdivide en tres subcuencas: Río Grande Alto, Grande Medio y Grande Bajo, con 2.190 Km<sup>2</sup>, 1.497 Km<sup>2</sup> y 374 Km<sup>2</sup>, respectivamente. Posee importantes afluentes, entre los que se encuentran los ríos del Gordito, Tascadero, Ponio, Mostazal y Rapel, estos dos últimos incluidos dentro de las áreas de vigilancia del Anteproyecto de NSCA (en revisión; CONAMA, 2009). En este tramo también se encuentra el embalse La Paloma, el que cuenta con la capacidad de almacenar 750 millones de m<sup>3</sup> de agua.

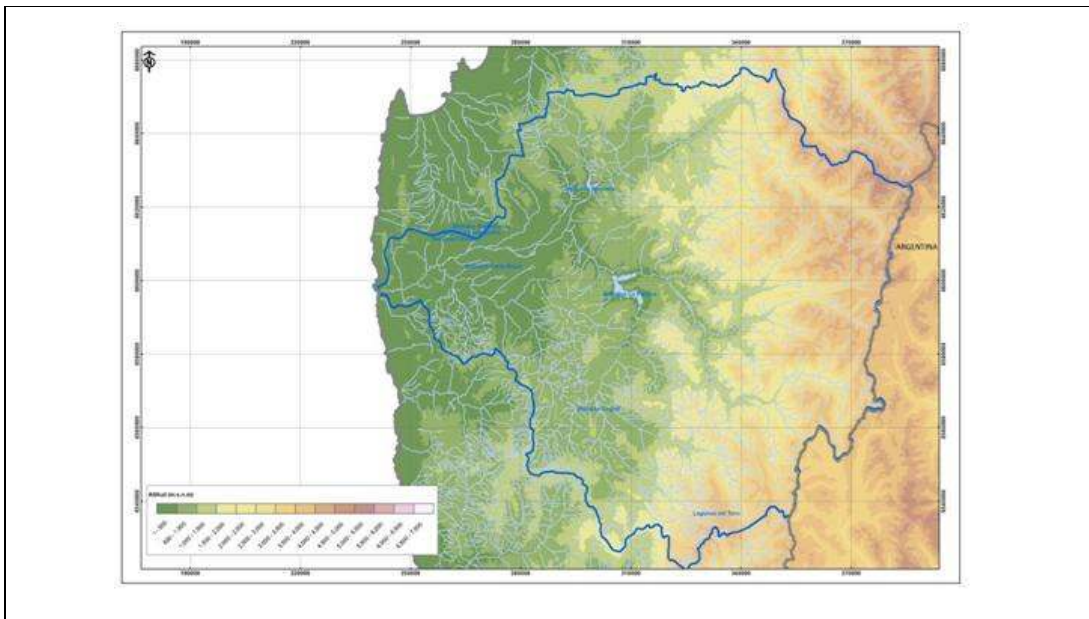
En dirección norte, el río Hurtado recorre unos 160 Km. y drena una hoya de 2.665 Km<sup>2</sup>. No posee afluentes de importancia, sin embargo en este río se encuentra el embalse Recoleta que posee una capacidad de almacenar 100 millones de m<sup>3</sup> de agua. Por la ladera norte del río Hurtado a unos 45 Km. de la ciudad de Ovalle y entre los poblados de Samo Alto y San Pedro, se encuentra el Monumento Natural de Pichasca como parte del Sendero de Chile (20 Km. de sendero). Esta es un área protegida de gran importancia arqueológica y paleontológica.

La subcuenca del río Huatulame, de orientación sur, drena una hoya de 2.619 Km<sup>2</sup>. Se origina en la nacimiento de los ríos Combarbalá, Pama y Cogotí. El río Pama

recorre aproximadamente unos 62 Km. y, posterior a la confluencia con el río Cogotí, desagua al embalse del mismo nombre. El río Combarbalá también desagua sus aguas al embalse Cogotí y junto al río Cogotí, ambos se encuentran incluidos en las áreas de vigilancia del Anteproyecto de NSCA (CONAMA, 2009). El río Huatulame tiene un recorrido de aproximadamente 40 Km. Se origina en la desembocadura del embalse Cogotí, que tiene una capacidad de almacenar 150 millones de m<sup>3</sup> de agua, y en la entrada del embalse La Paloma. El embalse La Paloma tiene una capacidad de almacenar 750 millones de m<sup>3</sup> de agua, considerándose el embalse de mayor magnitud a nivel nacional.

El río Limarí nace de la confluencia de los ríos Hurtado y Grande, a unos 3 Km. al oriente de la ciudad de Ovalle, capital provincial del Limarí. La subcuenca del río Limarí drena una hoya de 2.349 Km<sup>2</sup> y desde su origen hasta la desembocadura en el océano Pacífico, recorre aproximadamente unos 100 Km. Sus principales tributarios son por el norte el Estero El Ingenio y desde el sur el estero Punitaqui, ambos incluidos en las áreas de vigilancia del Anteproyecto de NSCA (CONAMA, 2009), Fig.x. .

Figura 88. Cuenca del río Limari.



Fuente: Elaboración propia

#### **8.4.2 Objetivos del Plan de Vigilancia**

##### **Objetivo General**

Establecer un programa de monitoreo sistemático, destinado a medir y controlar la calidad de las aguas continentales superficiales en las áreas de vigilancia establecidas para la cuenca del río Limarí, que permita además evaluar el cumplimiento de la respectiva norma, dando cuenta de sus objetivos de calidad.

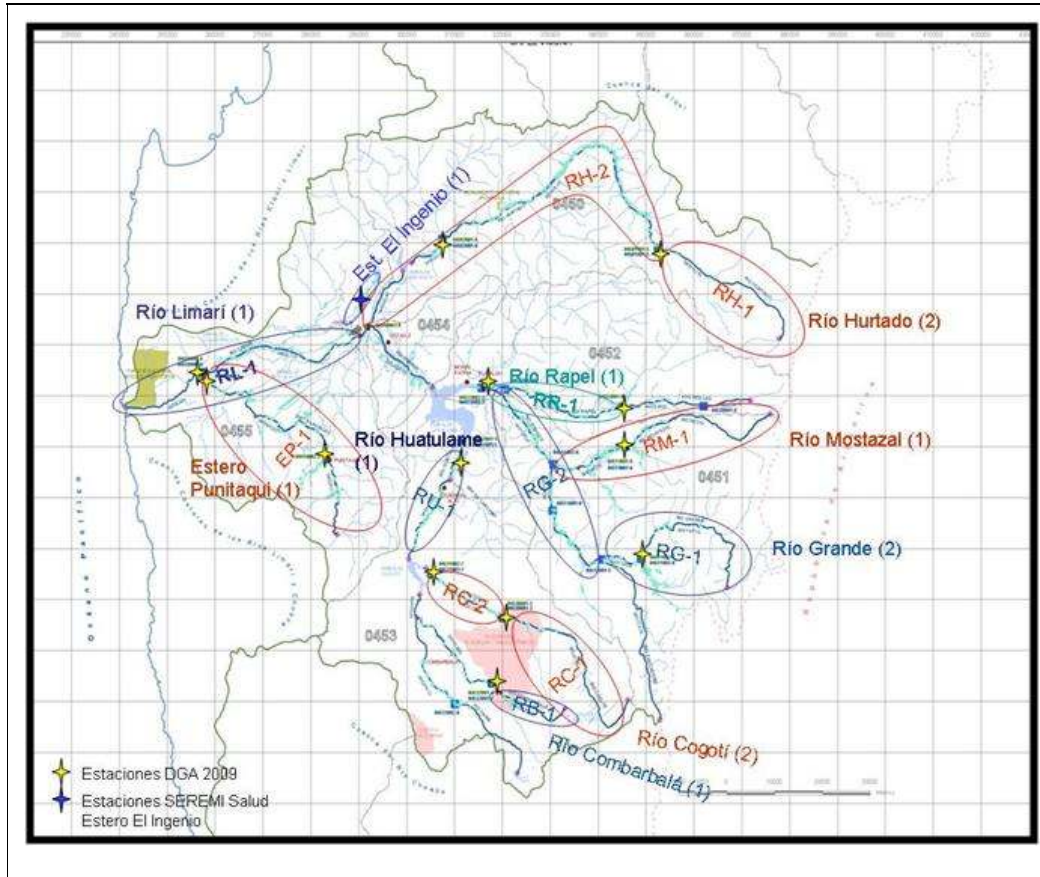
##### **Objetivos específicos**

- Contar con series históricas de valores para los niveles de los parámetros fundamentales, de condición natural y de afectación asociados a la NSCA.
- Verificar el grado de cumplimiento de la NSCA en la cuenca del río Limarí.
- Generar información para las revisiones futuras de la norma, para su perfeccionamiento.
- Informar sobre la situación ambiental de los cursos de agua normados a todos los actores que hacen uso del recurso como a la ciudadanía en general.
- Fomentar la protección del patrimonio ambiental y el uso sustentable de los recursos naturales.

#### **8.4.3 Ámbitos del Programa de Vigilancia**

El ámbito de aplicación de la NSCA de la cuenca del río Limarí, comprende los siguientes cauces: Estero Punitaqui, Río Cogote, Río Combarbalá, Río Grande, Río Huatulame, Río Hurtado, Río Limarí, Río Mostazal, Río Rapel y Estero El Ingenio..

Figura 89. Áreas de Vigilancia Ambiental en el río Limarí.



Fuente: basado en la propuesta de Anteproyecto de NSCA.

Tabla 87. Áreas de Vigilancia para la cuenca del río Limarí

Cauce	Área vigilancia	Límites de Área de Vigilancia	Coordenadas UTM	
			N	E
Estero Punitaqui	EP-1	De: Naciente Estero Punitaqui	6572769	285449
		Hasta: Estación Calidad Estero Punitaqui antes junta Río Limarí	6604550	257266
Río Cogotí	RC-1	De Naciente Río Cogotí	6540280	346289
		Hasta: Estación Calidad Río Cogotí en Fragueta	6556453	320265
	RC-2	De: Estación Calidad Río Cogotí en Fragueta	6556453	320265
		Hasta: Entrada Embalse Cogotí	6566038	304144
Río Combarbalá	RB-1	De: Naciente Río Combarbalá	6538578	333130
		Hasta: Confluencia Río Pama	6555152	300192

Cauce	Área vigilancia	Límites de Área de Vigilancia	Coordenadas UTM	
			N	E
Río Grande	RG-1	De: Naciente Río Grande	6570662	368487
		Hasta: Confluencia Río Tascadero	6568088	340659
	RG-2	De: Confluencia Río Tascadero	6568088	340659
		Hasta: Estación de calidad Río Grande en Puntilla San Juan	6602026	316428
Río Huatulame	RU-1	De: Salida Embalse Cogotí	6566038	304144
		Hasta: Río Huatulame en el Tome	6590858	311833
Río Hurtado	RH-1	De: Naciente Río Hurtado	6614668	378745
		Hasta: Estación Calidad Río Hurtado en San Agustín	6628984	352520
	RH-2	De: Estación Calidad Río Hurtado en San Agustín	6628984	352520
		Hasta: Confluencia Río Grande	6613712	292313
Río Limarí	RL-1	De: Confluencia Río Hurtado y Río Grande	6613712	292289
		Hasta: Desembocadura	6597589	241364
Río Mostazal	RM-1	De: Naciente Río Mostazal	6593687	373192
		Hasta: Confluencia Río Grande	6586360	328143
Río Rapel	RR-1	De: Estación Calidad Río Rapel en el Palomo	6598075	345100
		Hasta: Confluencia Río Grande	6613712	292313
Estero El Ingenio	EI-1	De: Naciente Estero el Ingenio	6641992	282281
		Hasta: Confluencia Río Limarí	6607527	274954

Fuente: basado en la propuesta de Anteproyecto de NSCA.

#### 8.4.4 Red oficial

**Red Oficial:** De acuerdo a la NSCA para la cuenca del río Limarí, esta se compone de 13 Áreas de Vigilancia Ambiental y 18 parámetros físicoquímicos.

#### Parámetros por Área de Vigilancia

Los parámetros físicos y químicos que serán monitoreados en la red oficial de manera sistemática y programada en sus respectivas áreas de Vigilancia, de acuerdo al presente programa son en total 18, que son los fundamentales y de afectación, indicados en las Tablas 88 y 89.



Tabla 88. **Parámetros fundamentales normados en la NSCA.**

Parámetros Fundamentales	Unidad
<b>Físico-químicos</b>	
Conductividad Eléctrica	μS/cm
pH**	rango
Oxígeno Disuelto*	mg/l
Temperatura	Δ°C

(\*) = Expresado en términos de valor mínimo,

(\*\*) = Expresado en términos de valor máximo y mínimo

Fuente: Anteproyecto NSCA, CONAMA 2009.

Tabla 89. **Parámetros de afectación normados en la NSCA.**

Parámetro de Afectación	Unidad
<b>Inorgánicos</b>	
RAS***	
Cloruro	mg/l
Nitrato	mg/l
Sulfato	mg/l
Fosfato	mg/l
DQO	mg/l
<b>Metales esenciales totales</b>	
Cobre	mg/l
Hierro	mg/l
Manganeso	mg/l
Cinc	mg/l
<b>metales no esenciales totales</b>	
Aluminio	mg/l
Arsénico	mg/l

(\*\*\*) = Razón de adsorción de sodio.

Fuente: Anteproyecto NSCA, CONAMA 2009.

Los parámetros de afectación o de origen antrópico son: nitrato, fosfato, DQO indicadores químicos de contaminación orgánica; el ión cloruro está afectado por actividades agrícolas e industriales, como también por condición natural. Sulfato y metales relacionados con la minería entre los que se destacan cobre, manganeso, arsénico, sin embargo varios de estos representan parámetros de condición natural, tales como hierro, cinc y aluminio.

#### 8.4.5 Red de Observación

Para la red de observación se realizó una revisión bibliográfica de los estudios generados en la cuenca, de la base de datos de monitoreos físicos y químicos disponible en especial la de DGA. Se definieron los parámetros de condición natural y de intervención antrópica, especificando los usos de la cuenca (Tabla 90), los parámetros físicos y químicos por actividad (Tabla 91), y los parámetros físicos y químicos y microbiológicos por área de vigilancia (Tabla 92). Información a ser revisada continuamente en función de los resultados obtenidos de los monitoreos y catastro de actividades antrópicas actualizados por área de vigilancia.

Tabla 90. Usos de agua en la cuenca del río Limarí

Cauce	Usos				
	C	D	E	F	G
Estero Punitaqui	*			*	*
Río Cogotí	*				
Río Combarbalá	*	*			
Río Grande	*				
Río Huatulame	*				
Río Hurtado	*				
Río Limarí	*	*			
Río Mostazal	*				*
Río Rapel	*				
Estero El Ingenio	*				*
Río Tascadero	*			*	*
Río Los Molles	*		*		
Río Pama	*				

C: Riego; D: Captación agua potable; E: Hidroelectricidad; F: Actividad Industrial; G: Actividad Minera.

Fuente: Elaboración propia

Tabla 91. Indicadores químicos por actividad antrópica

Fuente	Indicadores					
	Físico químico	Inorgánico	Orgánico	Plaguicida	Metales	Microbio lógico
Agrícola	Ph; DBO5; SST; Cationes; Aniones	Nitrato Nitrito Amonio	Fósforo total; Nitrógeno total; Fenoles; Detergente	Pesticidas		Col. fecales
Minería	CE; pH; SST; color aparente	Cianuro; Sulfato	HAP		As,Cu,Cd B,Cr,Fe, Mn,Hg, Ni,Mo,PbSe, Zn.	
Poblados	pH; DBO5	Nitrato Nitrito Amonio	Fósforo; Nitrógeno; Aceite y Grasa; Detergente			Col. fecales

SST: Sólidos suspendidos totales: HAP: hidrocarburos aromáticos policíclicos.

Fuente:Elaboración propia

Tabla 92. Componentes de condición natural y de intervención antrópica correspondiente a la Red de Observación.

Cauce	Área vigilancia	Condición natural	Otra: Intervención antrópica e Investigación
		Variable y/o Componente	Variable y/o Componente
Estero Punitaqui	EP-1	Sólidos totales y disueltos	Metales pesados en matriz sedimentos*
			Pesticidas, Amonio, Nitrógeno total, Fósforo total: Coliformes fecales; Detergentes. Bario, Cianuro
Río Cogotí	RC-1	Sólidos totales y disueltos	Metales pesados en matriz sedimentos* Pesticidas, Amonio, Nitrógeno total, Fósforo total: Coliformes fecales; Detergentes. Cianuro
	RC-2	Sólidos totales y disueltos	Metales pesados en matriz sedimentos* Pesticidas, Amonio, Nitrógeno total, Fósforo total: Coliformes fecales; Detergentes. Cianuro
Río Combarbalá	RB-1	Sólidos totales y disueltos	Pesticidas, Amonio, Nitrógeno total, Fósforo total: Coliformes fecales; Detergentes. Cianuro, Mercurio.
Río Grande	RG-1	Sólidos totales y disueltos	Pesticidas, Amonio, Nitrógeno total, Fósforo total.
	RG-2	Sólidos totales y disueltos	Pesticidas, Amonio, Nitrógeno total, Fósforo total: Coliformes fecales; Mercurio, Fenoles.
	*RG-3	Sólidos totales y disueltos	Metales pesados en matriz sedimentos* Pesticidas, Amonio, Nitrógeno total, Nitrito, Fósforo total: Coliformes Fecales;

Cauce	Área vigilancia	Condición natural	Otra: Intervención antrópica e Investigación
		Variable y/o Componente	Variable y/o Componente
			Mercurio, Fenoles, Cianuro.
Río Huatulame	RU-1	Sólidos totales y disueltos	Metales pesados en matriz sedimentos*
			Pesticidas, Amonio, Nitrógeno total, Nitrito, Fósforo total: Coliformes fecales;Cianuro.
Río Hurtado	RH-1	Sólidos totales y disueltos	Metales pesados en matriz sedimentos* Pesticidas, Amonio, Nitrógeno total, Fósforo total: Coliformes fecales, Boro.
	RH-2	Sólidos totales y disueltos	Metales pesados en matriz sedimentos* Pesticidas, Amonio, Nitrógeno total, Fósforo total: Coliformes fecales, Boro.
Río Limarí	RL-1	Sólidos totales y disueltos	Metales pesados en matriz sedimentos* Pesticidas, Amonio, Nitrógeno total, Fósforo total: Coliformes fecales, Boro, Mercurio, Cianuro, Cromo, Bario.
Río Mostazal	RM-1	Sólidos totales y disueltos	Pesticidas
Río Rapel	RR-1	Sólidos totales y disueltos	Pesticidas, Fósforo total, Amonio, Nitrógeno total, Coliformes fecales.
Estero El Ingenio	EI-1	Sólidos totales y disueltos	Metales pesados en matriz sedimentos*
			Pesticidas , Fósforo total, Amonio, Nitrógeno total, Coliformes fecales, Pesticida..

\*RG-3, Estación adicional, bajo embalse La Paloma.

Fuente Elaboración propia

### Monitoreo Biológico

Se recomienda primeramente realizar un monitoreo de tipo cuantitativo y semicuantitativo, pues la información en este aspecto para la cuenca es escasa. Se cuenta con muestreo de bentos en 23 estaciones de monitoreo, donde se aplicaron 3 índices IBF (cuantitativo); Ch BMWP (cualitativo) y Ch SIGNAL (semicuantitativo). El Ch SIGNAL resultó el más recomendable, por correlacionarse con mayor cantidad de variables físicas y químicas como también con variables hidromorfológicas, además el análisis es de menor esfuerzo en tiempo que para el índice cuantitativo IBF. No es posible ni conveniente usar el Ch BMWP porque la información aún no es suficiente (ver CapVII, Resultados, 7.5.8). Es necesario aumentar la base de dato biológica para corroborar los resultados de los índices, pues estos son calculados usando un nivel taxonómico de familia, lo cual es bastante generalizado. Hay familias que poseen organismos con distintos niveles de tolerancia. Este aspecto requiere de revisión

continua, de actualización a medida que se vaya generando información científica validada que refuerce la toma de decisiones para la gestión hídrica.

Otro aspecto muy relevante es la hidrología, los caudales van disminuyendo y es uno de los factores críticos para el uso de biota para evaluar la calidad de agua. Las necesidades de regadío, los factores climáticos, los eventos ENSO con NIÑA severa agudizan el problema de disminución hídrica para los ríos de la cuenca.

#### **8.4.6 Frecuencias de monitoreo**

La frecuencia de monitoreo para la Red de observación se especifica en la Tabla 12. El muestreo se realizará de acuerdo al Protocolo elaborado para el país, coordinado por el Departamento de Políticas y Regulación del MMA (en desarrollo).

Tabla 93. Frecuencia de monitoreo

<b>Parámetros</b>	<b>Frecuencia</b>	<b>Distribución</b>
Intervención Antrópica	3	Estiaje, crecida y deshielo
Condición Natural	3	Estiaje, crecida y deshielo
Monitoreo biológico	4	Estacional al inicio del Programa de monitoreo

Fuente Elaboración propia

#### **8.4.7 Descripción de estaciones de muestreo por área de Vigilancia Ambiental**

Se diseñó una “Ficha tipo” (Ficha de localización, inventario, análisis y evaluación de hidrocalidad ambiental) que resume los antecedentes más relevantes para resumir la caracterización de cada área de vigilancia (basada en estudio DGA/CENMA 2010; CONAMA-POCH, 2010, cálculos realizados con la Base de dato DGA y desarrollados en esta tesis).

## 1.- Estero Punitaqui (EP-1)

Corresponde a un curso altamente intervenido con periodo de estiaje estival. El sustrato está conformado principalmente de bolones y sedimento fino. Se forman pozones, la velocidad de corriente es baja con alto periodo de residencia, favoreciendo los procesos anóxicos en el sedimento acumulado. Alta producción primaria (por eutrofización), gran presencia de macrofitas sumergidas y natantes, las cuales cubren el fondo del lecho, entre las cuales se observó el género dominante Azolla. La profundidad del estero se estima entre 10 cm a 30 cm.

Tabla 94. Ficha inventario ambiental y evaluación de bioindicación del estero Punitaqui.

Cauce	Área vigilancia	Altura msnm	Régimen	Ubicación en Coordenadas UTM					
					E	N			
Estero Punitaqui	EP-10	322	Pluvial	Desde	6.572.769	285.449			
				Hasta	6.604.550	257.266			
<b>Valor promedio de parámetros <i>in situ</i> por área de vigilancia. Base histórica DGA.</b>									
Parámetros	Unidad	Data DGA	Percentil		Parámetros	Unidad	Data DGA	Percentil	
			66	75				66	75
Caudal	m <sup>3</sup> /s				DQO	mg/l	22,1		
CE	µS/cm	1.592,8		2700	Cloruros	mg/l	282,5		
pH	Unidad	8,2		6,5-8,5	Sulfato	mg/l	183,3		
Temperatura	°C				Nitrato	mg/l	0,162		
OD	mg/l	10,1		>6,5	Fosfato	mg/l	0,112		
<b>Uso antrópico del tramo</b>									
Asentamientos	Minería				Agrícola y ganadero	Descargas/ captación			
Punitaqui	Compañía Minera Punitaqui Depósito de Estériles Depósito de RILes				Agricultura Ganadería	Regadío Posible contaminación por aguas servidas			
<b>Índices aplicado para evaluar calidad agua y/o ecosistema</b>									
Tipo de índice	Índice	Valor	Calidad		Tipo de índice	Índice	Valor	Calidad	
Químico	***ICA	24	Mala		**Biótico	ChSignal	**4,2	Mala	
Hidromorfológico	IHF				**Otros				
	QBR								

## 2.- Río Cogotí (RC-1)

Tramo constreñido naturalmente, vegetación abundante a la forma de macrófitos emergentes y sumergidos, perifiton y algas adheridas. Sector del río altamente intervenido físicamente, se distribuyen canales para regadío. Influencia de depósitos mineros históricos, se observa a simple vista alta presencia de sustrato de bolón color ferroso.

Tabla 95. Ficha inventario ambiental y evaluación de bioindicación del Río Cogotí (RC-1).

Cauce	Área vigilancia	Altura msnm	Régimen	Ubicación en Coordenadas UTM					
					E	N			
Río Cogotí	RC-1	1015	Nivo-pluvial	Desde	6540280	346289			
				Hasta	6556453	320265			
<b>Valor promedio de parámetros <i>in situ</i> por área de vigilancia. Base histórica DGA.</b>									
Parámetros	Unidad	Data DGA	Percentil		Parámetros	Unidad	Data DGA	Percentil	
			66	75				66	75
Caudal	m <sup>3</sup> /s				DQO	mg/l	12,5		40
CE	μS/cm	140,4		300	Cloruros	mg/l	3,8		300
pH	Unidad	7,9		6,5-8,5	Sulfato	mg/l	7,0		15
Temperatura	°C				Nitrato	mg/l	0,171		0,35
OD	mg/l	8.2		>5,5	Fosfato	mg/l	0,073		0,08
<b>Uso antrópico del tramo</b>									
<b>Minería</b>		<b>Agrícola y ganadero</b>		<b>Descargas/captación</b>		<b>Biodiversidad</b>			
Depósito de estériles mineros		Frutales		Regadío		Sitio de interés "Cuesta El Pino"			
Depósito de RILes		Ganadería							
<b>Índices aplicado para evaluar calidad agua y/o ecosistema</b>									
Tipo de índice	Índice	Valor	Calidad		Tipo de índice	Índice	Valor	Calidad	
Químico	***ICA	71	Buena		**Biótico	ChSignal	5,3	Regular	
Hidromorfológico	IHF	57			**Otros	Shannon & Wiever	1,6		
	QBR	115	Muy bueno						

### 3.- Río Cogotí (RC-2)

Sector bastante homogéneo en flujo, no se observaron rápidos, lecho compuesto por sustrato de bolones-gravilla-arena, bastante diverso. Alta presencia de materia orgánica representada por abundantes algas (alrededor de un 90 %) que visualmente indica un ambiente eutroficado. Las dos riberas del río son diferentes, una típica de sombría con árboles y otra de solana con herbáceas y arbustos. Uso del agua para regadío.

Tabla 96. Ficha inventario ambiental y evaluación de bioindicación del Río Cogotí (RC-2).

Cauce	Área vigilancia	Altura msnm	Régimen	Ubicación en Coordenadas UTM					
					E	N			
Río Cogotí	RC-2	702	Nivo-pluvial	Desde	6556453	320265			
				Hasta	6566038	304144			
<b>Valor promedio de parámetros <i>in situ</i> por área de vigilancia. Base histórica DGA.</b>									
Parámetros	Unidad	Data DGA	Percentil		Parámetros	Unidad	Data DGA	Percentil	
			66	75				66	75
Caudal	m <sup>3</sup> /s				DQO	mg/l	0,0		40
CE	µS/cm	255,3		450	Cloruros	mg/l	5,7		10
pH	Unidad	8,0		6,5-8,5	Sulfato	mg/l	14,4		30
Temperatura	°C				Nitrato	mg/l	0,158		0,4
OD	mg/l	9,1		>6	Fosfato	mg/l	0,072		0,05
<b>Uso antrópico del tramo</b>									
<b>Minería</b>					<b>Agrícola y ganadero</b>		<b>Descargas/captación</b>		
Depósito de estériles mineros					Frutales		Regadío		
Depósito de RILes					Ganadería				
Planta de beneficio de mineral									
<b>Índices aplicado para evaluar calidad agua y/o ecosistema</b>									
Tipo de índice	Índice	Valor	Calidad		Tipo de índice	Índice	Valor	Calidad	
Químico	***ICA	66	Regular		**Biótico	ChSignal	4,8	Mala	
Hidromorfológico	IHF	45	Regular		**Otros	Shannon & Wiever	1,78		
	QBR	20	Muy Malo						



#### 4.- Río Combarbalá (RB-1)

El lecho del río se compone principalmente de sustrato tipo bolones, en menor grado arena y limo-arcilla. Hábitat lenticos y rápidos someros, con material alóctono a la forma de hojarasca, troncos y ramas, alteración en el cauce de diques naturales. *Vegetación compuesta por macrófitos, perifiton y algas.*

Tabla 97. Ficha inventario ambiental y evaluación de bioindicación del Río Combarbalá (RB-1).

Cauce	Área vigilancia	Altura msnm	Régimen Nival	Ubicación en Coordenadas UTM						
					E	N				
Río Combarbalá	RB-1	1282		Desde	6538578	333130				
				Hasta	6555152	300192				
<b>Valor promedio de parámetros <i>in situ</i> por área de vigilancia. Base histórica DGA.</b>										
Parámetros	Unidad	Data DGA	Percentil		Parámetros	Unidad	Data DGA	Percentil		
			66	75				66	75	
Caudal	m <sup>3</sup> /s				DQO	mg/l			55	
CE	µS/cm			200	Cloruros	mg/l			8	
pH	Unidad			6,5-8,5	Sulfato	mg/l			5	
Temperatura	°C				Nitrato	mg/l			0,2	
OD	mg/l			>6	Fosfato	mg/l			0,04	
<b>Uso antrópico del tramo</b>										
Asentamientos	Minería	Turismo	Agrícola y ganadero			Descargas/captación	Biodiversidad			
Combarbalá	Oro Cobre	Artesanía de combarbalita	Intensiva Vides, Mandarinos Nogales Ganadería de Caprinos Sector de Veranadas			Regadío Planta de tratamiento de aguas servidas Captación de aguas superficiales	Bosque nativo Sitio de interés "El Durazno-El Quillay-Valle Hermoso"			
<b>Índices aplicados para calidad agua y/o ecosistema</b>										
Tipo de índice	Índice	Valor	Calidad	Tipo de índice	Índice	Valor	Calidad			
Químico	ICA			Biótico	ChSignal					
Morfométrico	IHF	79	Buena	**Otros	Shannon & Wiewer	1,94				
	QBR	125	Muy Buena							

## 5.- Río Grande (RG-1)

El sustrato es preferentemente bolón, con regimenes de rápidos y lentos. Tramo sombreado con ventanas, con material alóctono de hojarasca y troncos y rama. Presencia de macrófitos, algas y perifiton.

Tabla 98. Ficha inventario ambiental y evaluación de bioindicación del del Río Grande (RG-1).

Cauce	Área vigilancia	Altura msnm	Régimen Nival	Ubicación en Coordenadas UTM					
					E	N			
Río Grande	RG-1	1336	Nival	Desde	6570662	368487			
				Hasta	6568088	340659			
<b>Valor promedio de parámetros <i>in situ</i> por área de vigilancia. Base histórica DGA.</b>									
Parámetros	Unidad	Data DGA	Percentil		Parámetros	Unidad	Data DGA	Percentil	
			66	75				66	75
Caudal	m <sup>3</sup> /s				DQO	mg/l	8,6		45
CE	µS/cm	220.8		400	Cloruros	mg/l	14,2		28
pH	Unidad	7,9		6,5-8,5	Sulfato	mg/l	26,4		50
Temperatura	°C				Nitrato	mg/l	0,175		0,35
OD	mg/l	8,6		>6	Fosfato	mg/l	0,053		0,04
<b>Uso antrópico del tramo</b>									
<b>Agrícola y ganadero</b>					<b>Descargas/captación</b>				
Agricultura intensiva Ganadería en pequeña escala Veranadas de Caprinos y Bovinos					Regadío				
<b>Índices aplicado para evaluar calidad agua y/o ecosistema</b>									
Tipo de índice	Índice	Valor	Calidad	Tipo de índice	Índice	Valor	Calidad		
Químico	***ICA	70	Regular	**Biótico	ChSignal	5,3	Buena		
Hidromorfológico	IHF	71	Bueno	**Otros	Shannon & Wiever	1,16			
	QBR	135	Muy bueno						

## 5.- Río Grande (RG-2)

Tramo constreñido natural de gran heterogeneidad de hábitats, se distinguen diversos hábitat lento, rápidos someros desde 15 cm a 50 cm. y de pozones de mayor profundidad alcanzando 1 m. También presas artificiales en el río que lo modifican. Sustrato principalmente de bolones y en menor grado de limo y arcilla. Vegetación acuática representada por macrofitos (al menos un 50 % cobertura), algas, perifiton y totorales, leve desarrollo de ribera. Tramo expuesto con material alóctono a la forma de hojarasca y alta presencia de materia orgánica. Zona preferentemente turística.

Tabla 99. Ficha inventario ambiental y evaluación de bioindicación del del Río Grande (RG-2).

Cauce	Área vigilancia	Altura msnm	Régimen	Ubicación en Coordenadas UTM					
					E	N			
Río Grande	RG-2	581	Nival	Desde	6568088	340659			
				Hasta	6602026	316428			
<b>Valor promedio de parámetros <i>in situ</i> por área de vigilancia. Base histórica DGA.</b>									
Parámetros	Unidad	Data DGA	Percentil		Parámetros	Unidad	Data DGA	Percentil	
			66	75				66	75
Caudal	m <sup>3</sup> /s				DQO	mg/l	8,9		25
CE	μS/cm	373,8		650	Cloruros	mg/l	10,5		20
pH	Unidad	8,1		6,5-8,5	Sulfato	mg/l	44,3		90
Temperatura	°C				Nitrato	mg/l	0,287		0,6
OD	mg/l	8,9		>6	Fosfato	mg/l	0,056		0,06
<b>Uso antrópico del tramo</b>									
Asentamientos	Minería			Agrícola y ganadero	Descargas/ captación				
Ciudad de Monte Patria	Minería y Pequeña minería Depósito de estériles Drenajes RILes			Plaguicidas Fertilizantes Ganadería	Regadío Embalse La Paloma Posible contaminación por aguas servidas Descargas ESSCO				
<b>Índices aplicado para evaluar calidad agua y/o ecosistema</b>									
Tipo de índice	Índice	Valor	Calidad	Tipo de índice	Índice	Valor	Calidad		
Químico	***ICA	54	Regular	**Biótico	ChSignal	4,9	Regular		
Hidromorfológico	IHF	45	Regular	**Otros	Shannon & Wiever	1,53			
	QBR	45	Regular						

## 6.- Río Grande (RG-3)

Estación incorporada como parte de la red de observación. Importante realizar seguimiento, se encuentra en el tramo bajo embalse La Paloma. Históricamente se ha registrado eventos anóxicos en su tramo, que afectaría potencialmente las actividades acuáticas. Se cuenta con antecedentes de muestreos realizados durante 2010 (DGA/CENMA, 2010). Se realiza en el tramo una intensa actividad agrícola, (INNOVA-CORFO, 2009). Localizada en el tramo una planta de extracción de áridos.

Tabla 100. Ficha inventario ambiental y evaluación de bioindicación del del Río Grande (RG-3).

Cauce	Área vigilancia	Altura msnm	Régimen Nival	Ubicación en Coordenadas UTM					
					E	N			
Río Grande	RG-3	312	Nivo- Pluvial	Muestreo	6603076	303615			
<b>Valor promedio de parámetros <i>in situ</i> por área de vigilancia. Base histórica DGA.</b>									
Parámetros	Unidad	Data DGA	Percentil		Parámetros	Unidad	Data DGA	Percentil	
			66	75				66	75
Caudal	m <sup>3</sup> /s				DQO	mg/l			
CE	µS/cm				Cloruros	mg/l			
pH	Unidad				Sulfato	mg/l			
Temperatura	°C				Nitrato	mg/l			
OD	mg/l				Fosfato	mg/l			
<b>Uso antrópico del tramo</b>									
Asentamientos	Minería	Turismo	Agrícola		Descargas/ captación		Biodiversidad		
			Intensa actividad		Planta de Extracción de áridos. Contaminación por aguas servidas.		Bajo embalse La Paloma		
<b>Índices aplicado para evaluar calidad agua y/o ecosistema</b>									
Tipo de índice	Índice	Valor	Calidad	Tipo de índice	Índice	Valor	Calidad		
Químico	ICA			Biótico	ChSignal				
Hidromorfológico	IHF			**Otros					
	QBR								

## 7.- Río Huatulame (RU-1)

Zona bajo embalse, preferentemente estancada, se bombea agua del río para ser acumulada mediante bombas (se calculan 300 bombas en un trayecto de 15 Km). Se observó este tramo altamente eutroficado, cubierto de algas y muy bajo caudal. Hábitat solo de poza con sustrato de bolón en casi un 90 %. Tramo expuesto, con vegetación acuática de macrófitos, algas y perifiton.

Tabla 101. Ficha inventario ambiental y evaluación de bioindicación del del Río Huatulame (RU-1).

Cauce	Área vigilancia	Altura msnm	Régimen Nivo-Pluvial	Ubicación en Coordenadas UTM					
					E	N			
Río Huatulame	RU-1	418	Nival	Desde	6566038	304144			
				Hasta	6590858	311833			
<b>Valor promedio de parámetros <i>in situ</i> por área de vigilancia. Base histórica DGA.</b>									
Parámetros	Unidad	Data DGA	Percentil		Parámetros	Unidad	Data DGA	Percentil	
			66	75				66	75
Caudal	m <sup>3</sup> /s	384,4			DQO	mg/l	18,7		45
CE	μS/cm	8,8		700	Cloruros	mg/l	13,7		30
pH	Unidad			6,5-8,5	Sulfato	mg/l	55,2		125
Temperatura	°C				Nitrato	mg/l	0,483		0,9
OD	mg/l	10,2		>6	Fosfato	mg/l	0,076		0,09
<b>Uso antrópico del tramo</b>									
<b>Asentamientos</b>	<b>Minería</b>			<b>Descargas/captación</b>					
Chañaral ALto	Minería y pequeña minería Depósito de estériles RILes mineros			Regadío Embalse La Paloma Embalse Cogotí Posible contaminación por aguas servidas Tratamiento de aguas servidas (Lodos activados y lagunas aireadas)					
<b>Índices aplicado para evaluar calidad agua y/o ecosistema</b>									
Tipo de índice	Índice	Valor	Calidad	Tipo de índice	Índice	Valor	Calidad		
Químico	***ICA	42	<b>Mala</b>	**Biótico	ChSignal	4,7	<b>Mala</b>		
Hidromorfológico	IHF	35	<b>Mala</b>	**Otros	Shannon & Wiever	1,37			
	QBR	25	<b>Mala</b>						

## 8.- Río Hurtado (RH-1)

Estación con gran desarrollo de ribera, destaca el alto porcentaje de macrófitas, algas sumergidas y emergentes, perifiton. Presencia de rápidos y de pozas con regímenes de velocidad lento y rápido somero. Presencia de material alóctono en forma de hojarasca, troncos y ramas. Lugar turístico bastante intervenido en los meses de verano, parte del cauce se extrae, se limpia.

Tabla 102. Ficha inventario ambiental y evaluación de bioindicación del del Río Hurtado (RH-1).

Cauce	Área vigilancia	Altura msnm	Régimen	Ubicación en Coordenadas UTM						
					E	N				
Río Hurtado	RH-1	2018	Nival	Desde	6614668	378745				
				Hasta	6628984	352520				
<b>Valor promedio de parámetros <i>in situ</i> por área de vigilancia. Base histórica DGA.</b>										
Parámetros	Unidad	Data DGA	Percentil		Parámetros	Unidad	Data DGA	Percentil		
			66	75				66	75	
Caudal	m <sup>3</sup> /s				DQO	mg/l	14,7		35	
CE	µS/cm	245,6		400	Cloruros	mg/l	7,1		13	
pH	Unidad	7,6		6,5- 8,5	Sulfato	mg/l	66		120	
Temperatura	°C				Nitrato	mg/l	0,275		0,6	
OD	mg/l	8,7		>5,5	Fosfato	mg/l	0,035		0,02	
<b>Uso antrópico del tramo</b>										
<b>Asentamientos</b>		<b>Agrícola y ganadero</b>			<b>Descargas/captación</b>					
Quebradillas		Plaguicidas Fertilizantes Ganadería			Regadío Posible contaminación por aguas servidas					
<b>Índices aplicado para evaluar calidad agua y/o ecosistema</b>										
Tipo de índice	Índice	Valor	Calidad	Tipo de índice	Índice	Valor	Calidad			
Químico	***ICA	73	Buena	**Biótico	ChSignal	5,1	Regular			
Hidromorfológico	***IHF	74	Buena	**Otros	Shannon & Wiever	0,97				
	***QBR	75	Buena							

## 9.- Río Hurtado (RH-2)

Curso con gran desarrollo de ribera, destaca el alto porcentaje de macrófitas, algas sumergidas y perifiton. Gran heterogeneidad de hábitat. Parte importante del río se afecta por uso para regadío vía canales de regadío. Zona aledaña al río influenciada por ganado caprino, con gran aporte de guano al río que significa entrada de nutrientes. Alrededor de un 80 % del río con presencia de vegetación acuática a la forma de macrófitos, perifiton, algas y briofitos. Régimen de velocidad lento y rápido somero. Presencia de material alóctono a la forma de hojarasca, raíces y troncos.

Tabla 103. Ficha inventario ambiental y evaluación de bioindicación del del Río Hurtado (RH-2).

Cauce	Área vigilancia	Altura msnm	Régimen	Ubicación en Coordenadas UTM					
					E	N			
Río Hurtado	RH-2	483	Nival	Desde	6628984	352520			
				Hasta	6613712	292313			
<b>Valor promedio de parámetros <i>in situ</i> por área de vigilancia. Base histórica DGA.</b>									
Parámetros	Unidad	Data DGA	Percentil		Parámetros	Unidad	Data DGA	Percentil	
			66	75				66	75
Caudal	m <sup>3</sup> /s				DQO	mg/l	15,0		40
CE	μS/cm	444,5		750	Cloruros	mg/l	12,3		20
pH	Unidad	8,1		6,5-8,5	Sulfato	mg/l	93,0		165
Temperatura	°C				Nitrato	mg/l	0,256		0,6
OD	mg/l	9,0		>6	Fosfato	mg/l	0,05		0,04
<b>Uso antrópico del tramo</b>									
Asentamientos	Minería	Industrias	Agrícola y ganadero		Descargas/ captación	Biodiversidad			
Santo Almo Chañar	Minería y Pequeña minería Cobre y plata Depósito de estériles RILes mineros	Incipiente planta vitivinícola	Agricultura intensiva Vid pisquera y mesa Paltos, Cítricos Empastadas Huertos caseros Ganadería caprina a pequeña escala		Posible Contaminación por aguas servidas Embalse Recoleta	Monumento natural Pichasca			
<b>Índices aplicado para evaluar calidad agua y/o ecosistema</b>									
Tipo de índice	Índice	Valor	Calidad	Tipo de índice	Índice	Valor	Calidad		
Químico	ICA	53	Mala	**Biótico	ChSignal	5,8	Regular		
Hidromorfológico	***IHF	45	Mala	**Otros	Shannon & Wiever	1,5			
	***QBR	45	Mala						

## 10.- Río Limarí (RL-1)

Zona potámica, de sustrato de bolones. Tramo sinuoso, vegetación acuática de macrófitos enraizados emergentes y sumergida, algas adheridas y flotantes casi en un 100 %. Alto porcentaje de materia orgánica. Predomina en el tramo el régimen lento y somero. Destaca el sustrato de bolones.

Tabla 104. Ficha inventario ambiental y evaluación de bioindicación del del Río Limarí (RL-1).

Cauce	Área vigilancia	Altura msnm	Régimen	Ubicación en Coordenadas UTM					
					E	N			
Río Limarí	RL-1	40	Nivo-pluvial	Desde	6613712	292289			
				Hasta	6597589	241364			
<b>Valor promedio de parámetros <i>in situ</i> por área de vigilancia. Base histórica DGA.</b>									
Parámetros	Unidad	Data DGA	Percentil		Parámetros	Unidad	Data DGA	Percentil	
			66	75				66	75
Caudal	m <sup>3</sup> /s				DQO	mg/l	22,0		50
CE	µS/cm	1.689,3		3500	Cloruros	mg/l	326,6		710
pH	Unidad	8		6,5-8,5	Sulfato	mg/l	192,6		420
Temperatura	°C				Nitrato	mg/l	0,194		0,45
OD	mg/l	9,8		>6	Fosfato	mg/l	0,065		0,15
<b>Uso antrópico del tramo</b>									
Asentamientos	Minería		Agrícola y ganadero		Descargas/captación		Biodiversidad		
Poblado Limarí La Torre Ovalle	Minería y pequeña minería Depósitos y RILes mineros Minera Punulcillo Planta de flotación de oro, cobre y plata		Agricultura intensiva Plaguicidas y fertilizantes Praderas y matorrales Frutales y Viñedos Ganadería		Regadío Eutrofización aguas abajo de embalse Recoleta Posible contaminación por aguas servidas Captación de aguas superficiales		Parque Nacional Fray Jorge		
<b>Índices aplicado para evaluar calidad agua y/o ecosistema</b>									
Tipo de índice	Índice	Valor	Calidad		Tipo de índice	Índice	Valor	Calidad	
Químico	***ICA	36	Mala		**Biótico	ChSignal	4,0	Mala	
Hidromorfológico	***IHF	40	Mala		**Otros	Shannon & Wiever	1,02		
	***QBR	30	Mala						



## 11.- Río Mostazal (RM-1)

Zona altamente intervenida, aguas arriba del río han ocurrido vertidos y el río se divide artificialmente por construcción de Puente temporal. Se encuentran construcciones por nutrias. Presencia de vegetación acuática de algas, macrofitos y perifiton. Tramo sombreado con ventanas. Tramo muy heterogéneo. Alto desarrollo de ribera, gran cantidad de material orgánico en el río, alta heterogeneidad de hábitat.

Tabla 105. Ficha inventario ambiental y evaluación de bioindicación del del Río Mostazal (RM-1).

Cauce	Área vigilancia	Altura msnm	Régimen	Ubicación en Coordenadas UTM					
					E	N			
Río Mostazal	RM-1	1267	Nival	Desde	6593687	373192			
				Hasta	6586360	328143			
<b>Valor promedio de parámetros <i>in situ</i> por área de vigilancia. Base histórica DGA.</b>									
Parámetros	Unidad	Data DGA	Percentil		Parámetros	Unidad	Data DGA	Percentil	
			66	75				66	75
Caudal	m <sup>3</sup> /s				DQO	mg/l	16,5		35
CE	μS/cm	331,7		550	Cloruros	mg/l	7,0		14
pH	Unidad	7,9		6,5-8,5	Sulfato	mg/l	47,7		80
Temperatura	°C				Nitrato	mg/l	0,229		0,4
OD	mg/l	8,9		>6,5	Fosfato	mg/l	0,06		0,03
<b>Uso antrópico del tramo</b>									
Asentamientos	Minería		Agrícola y ganadero		Descargas/captación				
Poblado El Maitén El Maqui	Sociedad legal minero Monte Grande		Agricultura intensiva Plaguicidas Fertilizantes Ganadería		Regadío Posible contaminación por aguas servidas				
<b>Índices aplicado para evaluar calidad agua y/o ecosistema</b>									
Tipo de índice	Índice	Valor	Calidad	Tipo de índice	Índice	Valor	Calidad		
Químico	***ICA	63	Regular	**Biótico	ChSignal	5,8	Regular		
Hidromorfológico	***IHF	77	Bueno	**Otros	Shannon & Wiever	1,82			
	***QBR	100	Muy Bueno						

## 12.- Río Rapel (RR-1)

Río observado de bajo caudal, con zonas estancadas y pozas pequeñas con presencia de peces. Se observa una ribera con sauces y laderas con cactus y litrecillo. Substrato de bolones, limo y arcilla. Gran cantidad de material alóctono a la forma de hojarasca, troncos, ramas y diques naturales que modifican el tramo. Vegetación acuática consta de algas, perifiton y macrófitos. Lugar de uso recreativo, sitio de esparcimiento y muy visitado en verano. Con una cancha de football aledaña al sitio de muestreo. Los lugares cercanos son de difícil acceso.

Tabla 106. Ficha inventario ambiental y evaluación de bioindicación del del Río Rapel (RR-1).

Cauce	Área vigilancia	Altura msnm	Régimen	Ubicación en Coordenadas UTM					
					E	N			
Río Rapel	RR-1	530	Nival	Desde	6598075	345100			
				Hasta	6613712	292313			
<b>Valor promedio de parámetros <i>in situ</i> por área de vigilancia. Base histórica DGA.</b>									
Parámetros	Unidad	Data DGA	Percentil		Parámetros	Unidad	Data DGA	Percentil	
			66	75				66	75
Caudal	m <sup>3</sup> /s				DQO	mg/l	18,1		40
CE	µS/cm	164,1		550	Cloruros	mg/l	5,6		10
pH	Unidad	7,7		6,5-8,5	Sulfato	mg/l	63,7		115
Temperatura	°C				Nitrato	mg/l	0,203		0,4
OD	mg/l	8,7		>6	Fosfato	mg/l	0,047		0,04
<b>Uso antrópico del tramo</b>									
<b>Agrícola y ganadero</b>					<b>Descargas/captación</b>				
Posible contaminación por plaguicidas y fertilizantes					Regadío				
Ganadería					Central Hidroeléctrica Los Molles				
<b>Índices aplicado para evaluar calidad agua y/o ecosistema</b>									
Tipo de índice	Índice	Valor	Calidad	Tipo de índice	Índice	Valor	Calidad		
Químico	***ICA	75	<b>Buena</b>	**Biótico	ChSignal	4,8	<b>Mala</b>		
Hidromorfológico	IHF			**Otros	Shannon & Wiever	1,93			
	QBR								

### 13.- Estero El Ingenio (EI-1)

La estación posee un sistema semiestancado, constituye una poza con signos de estar altamente eutroficada. Presenta abundantes juncaceas, macrófitas. Se puede categorizar como sitio altamente intervenido. Poco adecuada para el muestreo bentónico cuantitativo, por lo que el muestreo cualitativo es lo más apropiado. Se han realizado históricamente vertidos mineros, en el sustrato de tipo fangoso limoso preferentemente. Se extrae agua para riego y el sitio es de uso público, usado por la población. Podría ser muy valioso para muestreo de sedimentos.

Tabla 107. Ficha inventario ambiental y evaluación de bioindicación del Estero El Ingenio (EI-1).

Cauce	Área vigilancia	Altura msnm	Régimen	Ubicación en Coordenadas UTM					
					E	N			
Estero EL Ingenio	EI-1	260	Pluvial	Desde	6641992	282281			
				Hasta	6607527	274954			
<b>Valor promedio de parámetros <i>in situ</i> por área de vigilancia. Base histórica DGA.</b>									
Parámetros	Unidad	Data DGA	Percentil		Parámetros	Unidad	Data DG A	Percentil	
			66	75				66	75
Caudal	m <sup>3</sup> /s				OD	mg/l			
CE	µS/cm			4500	Cloruros	mg/l			
pH	Unidad				Sulfato	mg/l			
Temperatura	°C								
<b>Uso antrópico del tramo</b>									
Asentamientos	Minería			Agrícola y ganadero		Descargas/captación			
Poblados	Dos plantas procesadoras de metales			Agricultura		Riego Aguas residuales sin tratamiento			
<b>Índices aplicados para evaluar calidad agua y/o ecosistema</b>									
Tipo de índice	Índice	Valor	Calidad		Tipo de índice	Índice	Valor	Calidad	
Químico	ICA				Biótico	**ChSigna I			
Hidromorfológico	IHF				Otros				
	QBR								

## 8.5. . BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA

- APHA (2005). Standard Methods for the examination of water and wastewaters, 21<sup>th</sup> edition, American Public Health Association, Washington.
- Alba-Tercedor J (1996) macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía, Almería (España) II: 203-213.
- Bonada, N.; Prat, N.; Munné, A.; Rieradevall, M.; Alba-Tercedor, J.; Álvarez, M.; Avilés, J.; Casas, J.; Jáimez-Cuéllar, P.; Mellado, A.; Moyà, G.; Pardo, I.; Robles, S.; Ramón, G.; Suárez, M. L.; J.; Toro, M.; Vidal-Albarca, M. R.; Vivas, D.; Zamora-Muñoz, C.; (2002). Criterios para la selección de condiciones de referencia en los ríos mediterráneos. Resultados del proyecto GUADALMED. *Limnetica*. 21 (3-4): 99-114.
- CONAMA-POCH (2010). INFORME FINAL ESTUDIO “ANÁLISIS DE FACTORES CRÍTICOS PARA LOS PLANES DE VIGILANCIA AMBIENTAL DE LAS FUTURAS NORMAS SECUNDARIAS DE CALIDAD DE AGUAS DE LAS CUENCAS DE LOS RÍOS ELQUI Y LIMARÍ. (EN REVISIÓN).
- CONAMA. (2010). Proyecto de normas secundarias de calidad ambiental para la protección de las aguas continentales superficiales de la Cuenca del Río Elqui.
- CONAMA (2007). Consultoría Técnica. Anteproyecto normas secundarias de calidad ambiental para la protección de las aguas continentales superficiales de la Cuenca del Río Limarí. 158 p.
- CORFO- INNOVA – (2009). Desarrollo de un modelo de gestión integral para el resguardo de la calidad de las aguas en los valles de Huasco, Limarí y Choapa. Ejecuta: Instituto de Investigaciones Agropecuarias INIA Intihuasi. Co- Ejecuta Centro de Estudios Avanzados en Zonas Áridas, CEAZA. 178 pp
- Chessman BC (1995) Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: a procedure based on habitat-specific sampling, family-level identification and a biotic index. *Australian Journal Ecology* 20: 122-129.
- Chessman BC (2003) New sensitivity grades for Australian river macroinvertebrates. *Marine and Freshwater Research* 54: 95-103.
- Dirección General de Aguas (DGA), MOP. 2004. Diagnóstico y Clasificación de los Cursos y Cuerpos de Agua Según Objetivos de Calidad “Cuenca del Río Limarí”. Ejecutada por CADE-IDEPE. Consultores en Ingeniería.
- Dirección General de Aguas (DGA), MOP. (2010). “PROPUESTA DE UTILIZACIÓN DE BIOCRITERIOS PARA LA IMPLEMENTACIÓN Y MONITOREO DE LA

NORMA SECUNDARIA DE CALIDAD AMBIENTAL, Informe Final. Ejecutado por CENMA, Lab Bioensayos.

Dirección General de Aguas (DGA), MOP. (2004). Diagnóstico y Clasificación de los Cursos y Cuerpos de Agua Según Objetivos de Calidad "Cuenca del Río Elqui". Ejecutada por CADE-IDEPE. Consultores en Ingeniería.

DMA 2000, D.O.C.E. 2000, Water Framework Directive 2000/60/EC. OJL 327/1 December 22, 2000.

Figuroa R, Palma R, Ruiz V & X. Niell (2007) Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río mediterráneo de Chile: río Chillán, VIII Región. *Revista Chilena de Historia Natural* 80 (2) 225-242.

INE.(2009). Estadísticas demográficas. Instituto Nacional de Estadística. Disponible en: [www.ine.cl](http://www.ine.cl). Consultado en Diciembre de 2009.

Jáimez-Cuéllar, P., S. Vivas, N. Bonada, S. Robles, A. Mellado, M. Álvares, J. Áviles, J. Casas, M. Ortega, I. Pardo, M. Prat, M. Rieradevall, C.E. Sáinz-Cantero, A. Sánchez-Ortega, M.L. Suárez, M. Toro, M.R. Vidal-Abarca, C. Zamora-Muñoz & J. Alba-Tercedor.(2002). Protocolo GUADALMED (PRECE). *Limnetica* 21(3-4): 187-204.

Leiva M& M. López (2006).Monitoreo de la calidad de agua y aseguramiento de la Calidad en Laboratorios de ensayo químico medio ambientales. en Manual de Evaluación de la calidad del agua, Molina & Vila (eds). 23-28 pp.

Ministerio de Medio Ambiente. Guía Técnica para la Formulación para Programas de Vigilancia de la NSCA. 2009. Programa de Vigilancia Ambiental de Calidad de las Aguas. Programa de apoyo a la Elaboración de NSCA Departamento de Políticas y Regulación. (en revisión).

Molina, X. & I. Vila. 2006. "Manual de Evaluación de la calidad del agua". Centro Nacional del Medio Ambiente (CENMA) y Universidad de Chile. Proyecto S.A.G. N° C3- 73-14-42. Río Cachapoal Santiago Chile. 1-93 pp.

Munné, A. & Prat , N. (2004). Defining river types in a Mediterranean Area: A Methodology for the implementation of the EU Water Framework Directive. *Environmental Management*, 34:5(711-729).

Munné, A. & Prat , N. (2002). Diagnósis y mejora de los ecosistemas fluviales mediante la Directiva Marco del Agua. 17 p.

NCh-ISO 17025: 2005. Requisitos para la competencia de los laboratorios de ensayo y calibración. INN-Chile.

- Norma Chilena oficial NCh-ISO 411/2 Of. 96. Calidad del agua-Muestreo-Parte 2: Guía sobre técnicas de muestreo continentales superficiales. INN.
- Norma Chilena oficial NCh-ISO 411/3 Of. 96. Calidad del agua-Muestreo-Parte 3: Guía sobre la preservación y manejo de las muestras. INN.
- Norma Chilena oficial NCh-ISO 411/6 Of. 98. Calidad del agua-Muestreo-Parte 6: Guía para el muestreo de ríos y cursos de agua. INN.
- NCH 17025 “Requisitos generales para la competencia de los laboratorios de ensayo y calibración” del INN (Instituto Nacional de Normalización).
- Oyarzun, R., Lillo, J., Higuera, P., Oyarzún, J. and Maturana, H. (2004). Strong arsenic enrichment in sediments from the Elqui watershed, northern Chile: industrial goldmining at El Indio-Tambo district versus geologic processes. *Geochem. Expl.* 84:53-64.
- Pardo I, Álvarez M, Cassas J, Moreno JL, Vivas S, Bonada N, Alba-Tercedor J, Jaimez-Cuellar P, Moya G, Prat N, Robles S, Suarez ML, Toro M y Vidal-Abarca MR. 2002. El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnética* 3-4: 115-133.
- Resh VH. 2008. Which group is best? Attributes of different biological assemblages used in freshwater BIOMONITORING PROGRAM. *Environmental Monitoring Assess.* 138: 131-138.
- Rosenberg DM & VH Resh.1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.* Chapman & Hall, N.Y. 488 pp.
- Servicio Agrícola Ganadero, SAG. (2006). “Desarrollo de un modelo para el uso de bioindicadores y bioensayos como medida de la condición biológica de un cuerpo de agua” Fondo de Mejoramiento del patrimonio Sanitario. SAG. Ejecutado por CENMA, Lab. De Bioensayos.
- Suárez. M, M Toro, MR Vidal-Abarca, C Zamora-Muñoz y J Alba-Tercedor. 2002. Protocolo GUADALMED (PRECE). *Limnética* 21 (3-4):187-204.



**CAPÍTULO IX**  
**TESIS FINAL**





En este capítulo se analiza cada objetivo específico desarrollado en la tesis, con lo cual se sustenta la hipótesis de trabajo, indicado en el capítulo V. La cuenca del Río Limarí es una cuenca hidrográfica históricamente perturbada por acciones antrópicas, principalmente por uso del agua para agricultura y minería. Está localizada en la zona hidrológica semi árida caracterizada por disponibilidad de agua limitada, hecho que proviene desde los años 1990 por el rápido crecimiento económico del país (DGA, 2005; OCDE, 2005), y acentuado por la variable climática. Esta cuenca está ubicada en una zona de transición climática observándose disminución de las precipitaciones hace más de 30 años ([www.dga.cl](http://www.dga.cl)). La cuenca presenta un sistema interconectado de embalses el más grande de Chile y el segundo en importancia en América del Sur, para satisfacer el riego en un 85 % del suministro.

La Cuenca del Río Limarí cuenta con Anteproyecto de Norma Secundaria de Calidad de Aguas Continentales Superficiales (NSCA), en esta se incluye el uso de bioindicadores para evaluar la calidad del agua, que es una herramienta útil por aportar a la prevención del estado del recurso, y contribuir a mejorar su gestión. Una de ellas es la incorporación de metodologías bajo enfoque de integridad, que ejemplifica la utilidad del uso de la biota como herramienta predictiva de evaluación del estado del ecosistema. Se elaboró un protocolo que describe los procedimientos de muestreo, acción clave para el desarrollo de esta metodología.

## 9.1. CUMPLIMIENTO DE OBJETIVOS

### 9.1.1. Objetivo General

*Diseñar una metodología de evaluación de la calidad del agua mediante el uso de monitoreo biológico que considere la variabilidad espacial, y determinar su grado de factibilidad para ser aplicada a programas de monitoreo de la cuenca hidrográfica del Limarí.*

Se propuso un modelo para evaluar la calidad del agua bajo enfoque integral, que consiste en determinar el estado del recurso. Este fue aplicado en la cuenca del Río Limarí, en dos campañas de terreno para ponerlo a prueba, ajustarlo y validarlo. Se efectuaron monitoreos en 23 estaciones de muestreo en 6 subcuencas que abarcaron variabilidad espacial (de ritrón a potamón) y temporal (primavera y verano). El modelo propuesto fue discutido con la participación de diversos actores de interés en seminarios y talleres de difusión y de trabajo, bajo el enfoque de transdisciplina. Para aplicar esta metodología en la gestión hídrica se ejemplificó en una propuesta de Plan de Vigilancia para la cuenca del Limarí, considerando los contenidos de este instrumento operativo de la NSCA, y sus tramos de vigilancia.

El objetivo general se llevó a cabo desarrollando los objetivos específicos indicados y analizados a continuación.

### 9.1.2. Objetivos Específicos

***i.- Poner a prueba el modelo conceptual propuesto para la conservación de la calidad del agua para la cuenca en estudio, considerando los principios del enfoque ecosistémico y manejo adaptativo.***

Se elaboró un modelo conceptual indicado en el Capítulo V, Figura 32. basado en modelos teóricos de funcionamiento de ecosistemas acuáticos, bajo los principios del paisaje fluvial (Cap. III, y Figuras 19, 20, 21 y 22.), considerando un sistema ambiental, compuesto por la interacción de componentes bióticos y abióticos, bajo la influencia de actividades antrópicas como factores perturbadores del ecosistema. Este modelo establece jerarquías por la organización de elementos que lo componen a diferentes niveles (O'Neill *et al.*, 1987) donde las variables físicas son preponderantes por sobre las variables químicas, como lo es el régimen hídrico del sistema (Capítulo. II Fig.13), en su rol de regulación del funcionamiento del sistema lótico (Poff & Allan

1997) al influir directamente en la conectividad de este, y así determinar el movimiento de materia y energía a través del paisaje fluvial en todas direcciones (Ward & Stanford, 1995b), y ser reconocida como uno de los factores forzante del sistema.

Las variables químicas estuvieron basadas en las consideradas en el Anteproyecto de NSCA, detectadas en base al tipo de perturbación antrópica, como por ejemplo los metales asociados a minería, compuestos relacionados con contaminación orgánica como eutrofización; u otra variable crítica que posea un porcentaje importante, explicativo del funcionamiento del sistema. Estas variables físicas dependen de las condiciones naturales que pueden estar modificadas por perturbaciones antrópicas de la cuenca. Así los cambios físicos y químicos alteran la calidad de las aguas lo cual se vería reflejado en la biota bentónica, constituyendo una variable de estado para representar la integridad biológica del sistema, por tanto ser indicadora de cambios, y en ese contexto servir como una herramienta de gestión hídrica.

El modelo propuesto se prueba bajo el supuesto que la cuenca es la unidad básica territorial, considerando sus usos múltiples y las ventajas de mantener la salud del ecosistema hídrico para proporcionar los servicios del agua para el desarrollo potencial de la cuenca. Uno de los principales ejes de desarrollo de la cuenca son la minería y agricultura que representan un 25 % del Producto Interno Bruto PIB regional, con grandes demandas de agua. El agua ha sido reconocida como un recurso clave para el desarrollo regional, que está con problemas de disponibilidad en cantidad y calidad y fuertemente afectada por contaminación antrópicas (GORE, 2011). Esto está acorde con enfoque ecosistémico donde el agua dulce es un recurso finito y vulnerable esencial para la calidad de vida de las personas, y de acuerdo a la UICN consta de 12 principios (Capítulo IV, 4.7) directamente relacionados con la gestión integrada del recurso. La propuesta de modelo fue discutida tomando en cuenta el enfoque de transdisciplina en el consenso (Capítulo III, Figura 18). Fue difundido el modelo para validarlo en diversas instancias, en seminarios compuestos por actores de interés local, servicios públicos, servicios privados, expertos académicos nacionales e internacionales, gestores gubernamentales del recurso hídrico, actores locales de la cuenca del Río Limarí y de la IV Región, entre otros, recogiendo las diversas opiniones a través del tiempo de desarrollo de la tesis. Se deja en claro las falencias que existen actualmente para aplicar el modelo propuesto, principalmente porque fue la primera base de dato biológica de macroinvertebrados bentónicos levantada para la cuenca

del Río Limarí que consistió en una campaña de monitoreo de prueba y una segunda de ajuste del modelo. A futuro es esperable se fortalezca, de acuerdo al manejo adaptativo adecuado a sistemas complejos (Patten *et al.*, 2002), dinámicos, con alto grado de incertidumbre (Beck, 1993) como lo son los sistemas naturales, sociales y económicos (Capítulo IV, Figura 28, fases, condiciones y pasos en el proceso de manejo adaptativo), de acuerdo al modelo de mejoramiento continuo (NCh-ISO 14001; Capítulo VIII Aplicaciones prácticas).

## ***ii. Caracterizar ambientalmente la cuenca del Limarí, en estudio.***

Para definir el sistema ambiental (Capítulo V, Figura 31) se debe caracterizar la cuenca y sus presiones antrópicas. La cuenca del Limarí es un muy buen ejemplo pues refleja problemas de la situación nacional del país respecto al recurso.

Por un lado el recurso hídrico es limitado (en cantidad y calidad), y es esperable que aumenten al año 2025 (DGA 2005; GORE 2011). Sus ríos han sido históricamente amenazados por perturbaciones antrópicas disminuyendo la calidad de sus aguas producto de actividades industriales (DGA/Cade-Idepe, 2004), la disponibilidad de agua es insuficiente y además pertenece a la región hidrológica semiárida localizada en un sector de transición climática afectada disminución de sus precipitaciones (Niemeyer & Cereceda, 1984).

Esta cuenca es una de las prioritarias a normar en el país y actualmente cuenta con un Anteproyecto de NSCA, que debe ser implementado por lo que se necesitan propuestas de evaluación metodológicas para mantener y/o recuperar el recurso, y así brindar los servicios del agua para el desarrollo de la cuenca y mejorar la calidad de vida de las personas, foco de la gestión hídrica según los Objetivos del Milenio (2007).

Las principales actividades son la minería y la agricultura, posee el sistema interconectado de embalse más grande del país. Según datos de las estaciones de calidad de agua se calculó un índice ICA, donde predominaron aguas de mala y regular calidad y sólo de buena calidad para Cogotí en Fragueta, Río Rapel en Palomo y Río Hurtado en San Agustín (Capítulo VII, Tabla 51).

En general se caracteriza al sistema ambiental complejo donde las actividades antrópicas que lo conforman han modificado el funcionamiento de los ecosistemas fluviales, el cual se visualiza con falta de planificación hacia una gestión integrada

(Capítulo IV, 4.5 paradigmas de planificación) pues no se aplican los elementos para una gestión integrada de cuencas (Introducción 1.4.3). Se construye un mapa temático de riesgo ambiental, determinando zonas de riesgo según el grado de presión existente a nivel de subcuenca (Capítulo VII, Tabla 19), según la demanda de uso del recurso hídrico, el grado de contaminación potencial basado en la densidad poblacional y actividad productiva por comuna (Capítulo VII, Figuras 44 y 45). Resultó de alto riesgo las comunas de Monte Patria y Combarbalá fundamentalmente por el desarrollo de actividades mineras y agrícolas; de categoría media a la comuna de Ovalle por su densidad poblacional y actividades agrícola e industrial; y de categoría baja a las comunas de Punitaqui y Río Hurtado, por su baja densidad poblacional y desarrollo sólo de agricultura (Capítulo VII, Figura 84).

### ***iii. Diagnosticar la variabilidad espacial del sitio de estudio para el desarrollo de biomonitoreo.***

El paisaje fluvial está formado por áreas heterogéneas compuestas de ecosistemas interactuando o parches, se centra en explicar la influencia de patrones espaciales y temporales sobre los procesos ecológicos (Capítulo III). Así los ríos poseen una estructura interna propia, conformando una composición de parches dado por estructuras biofísicas tridimensional de complejos corredores y matrices culturales desde cabecera al mar, cambiando su configuración, por cambios físicos, actividades antrópicas, etc. De tal manera que la escala es el tema de la ecología del paisaje, y la resolución de esta es organismo dependiente (Capítulo III, Figura 22). Las conectividades del sistema contienen tres vías de intercambio de materiales, energía y organismos en una dimensión longitudinal, lateral y vertical (Capítulo III, Figura 20) y dinámica en el tiempo. Esta heterogeneidad espacial conforma diferentes estructuras hidromorfológica y química que deberían tener consecuencias biológicas. Para el diseño muestral se realizaron 2 campañas de terreno abarcando zonas del río que funcionan diferente, zona ritrónica, media y potámica de 23 estaciones en total desde 2018 m.s.n.m. a 312 m.s.n.m. seleccionando los sitios de muestreo a nivel de microhabitat (Capítulo III, Figura 22, Capítulo V Figura 29 y 30), en dos situaciones hidrológicas (alto y bajo caudal), bajo diferentes zonas geomorfológicas y presiones antrópicas. Los sectores más alterados corresponden a la parte baja de la cuenca, siendo los de mayor presión antrópica reflejado en su composición física y química y localizada bajo sistemas regulados por embalses. Los valores de los índices hidromorfológicos aplicados fueron diferentes, siendo de menor valor los que

correspondieron a las zonas potámicas, como también de mayores concentraciones de nutrientes y de menor calidad de agua según los índices bióticos aplicados.

***iv. Desarrollar un método de evaluación que aporte a la implementación del biomonitoreo para la cuenca en estudio.***

El río cambia naturalmente su estructura hidromorfológica y química con consecuencias biológicas, desde cabecera a desembocadura, con cambios esperables en su funcionamiento, por lo que dada su heterogeneidad por si solos constituyen un paisaje al interior de la cuenca. Bajo esta perspectiva se aplica una metodología bajo un enfoque integral para poder evaluar la calidad de agua, con el fin de proteger los ecosistemas, que involucra un conjunto de medidas para evaluar diferentes componentes de este y determinar su salud. Estas medidas son indicadoras de atributos del ecosistema, integrando variables hidromorfológicas, físicas y químicas.

La calidad y cantidad de hábitat fluvial disponible afecta la composición y estructura de las comunidades, se determinó en las campañas de terreno la diversidad de hábitat fluvial aplicando el índice IHF (Pardo *et al.*, 2002), que consideró 7 métricas, (Capítulo VI, Tabla 22). Se valoró la capacidad del hábitat físico para albergar la fauna determinada, se establecen rangos de calidad desde muy buena (mayor puntaje, mayor diversidad de hábitat), a muy mala calidad, ambiente homogéneo (Capítulo VI, Tabla 23). También se valoró el índice de calidad del bosque de ribera, QBR de Munné *et al.* (1998 y 2003), que refleja la variabilidad temporal del sistema a una escala mayor a la anual. Se establecieron rangos de calidad desde un bosque de ribera sin alteraciones a uno altamente degradado (Capítulo VI, Tabla 24). Se evaluó también el componente químico a través del Índice ICA basado en la base de dato DGA (Capítulo VI, Tabla 27). Se valoró el índice *CH* Signal basado en una determinación semicuantitativa de la fauna bentónica restableciendo los puntajes mediante correlaciones y análisis de componentes principales., validándolo con los índices hidromorfológicos (Figura 54 y 55). El uso de *CH* Signal fue el más correlacionado con variables ambientales (Capítulo VII, Tabla 80), ver Tabla 108 resumen por subcuenca sólo para sistemas no regulados. Las localidades sobre y bajo embalse fueron diferentes representando dos tipologías. Las estaciones de mayor altura presentaron correlación positiva, con los índices QBR e IHF. Los hábitat de mayor heterogeneidad fueron los tramos localizados por sobre embalse con valores de IHF mayor a 75 y un QBR equivalente a buena calidad de ribera. Las estaciones bajo embalse presentaron pH más básicos (sobre 7.5), altas concentraciones de

DQO > 40 mg/L y tendencia a la eutrofización. El índice *Ch* SIGNAL reflejó aguas de mala calidad en los tramos bajo embalse comparado con los tramos de mayor altura. La regulación del flujo hídrico por embalse contribuye a alterar la integridad ecológica del sistema fluvial Limarí.

Tabla 108. Resumen de usos, componentes químicos e índices de bioindicación por subcuenca del río Limarí

Subcuenca	Estación	Uso	Química	QBR	IHF	ICA	ChSignal
Río Hurtado	RH 2B	RiLes, poblados		Muy Bueno	Bueno	Malo	Regular
	RH 2C	Poblados, Minería, Embalse	Carbonato, Sulfato, Nitrógeno	Malo	Malo	Mala	Muy Mala
Río Grande	RG 2C	Poblados		Regular	Regular	Regular	Bueno
	RG 3	Poblado, Embalse	Anoxia, C Fecales, P Total	Muy Mala	Regular	Regular	Malo
Río Huatulame	RC2	Agrícola, Poblado, Minería		Malo	Regular	Regular	Regular
	RU1	Poblado, Minería	Sulfato	Malo	Malo	Malo	Mala

Índices: desarrollo de ribera QBR; hábitat fluvial IHF; calidad de agua químico ICA y biológico *Ch* SIGNAL.

Fuente: Elaboración propia

**v. Desarrollar una propuesta de protocolo que aplique el biomonitoreo bajo el enfoque de integridad biológica.**

Las futuras Normas secundarias de calidad de agua constituyen una oportunidad para aplicar metodologías integrales de evaluación en dirección a evaluar el estado del recurso, y servir de herramienta preventiva para la gestión hídrica. Estas metodologías es esperable que sean aplicadas para los Planes de Vigilancia instrumento de monitoreo que contempla la norma. Es necesario establecer los procedimientos para levantar información en terreno. Se revisaron diversos manuales existentes en otros países (Conf. Hid. Ebro, 2005; Barbour *et al.*, 1999) que cuentan con procedimientos de monitoreo de bentos. Se elaboró una propuesta de protocolo para efectuar la primera campaña de terreno, la cual fue ajustada para la segunda campaña. La generación de protocolos es muy importante para homologar maneras de ejecutar el muestreo independiente de las instituciones y poder comparar resultados. El protocolo indica todo el proceso de muestreo, su preparación y ejecución. La



versión generada en este estudio sirvió de base para la producción de un protocolo a nivel nacional coordinado por la autoridad a cargo de la gestión hídrica en el país.

## **9.2. COMPROBACIÓN DE LA HIPÓTESIS**

*Los paisajes fluviales de Chile se caracterizan por ser altamente heterogéneos, dada sus particulares características ecogeográficas, conformando sistemas de alta variabilidad espacial y temporal, con gran diversidad de hábitats. Esta variabilidad es altamente relevante para conocer el estado de salud del ecosistema, y por lo tanto siempre se deberían considerar al aplicar herramientas de evaluación integral útiles para reflejar el funcionamiento de este, como lo es la bioindicación.*

La cuenca hidrográfica del Limarí, localizada en la zona hidrológica semiárida de Chile, posee un régimen nivo pluvial, la disponibilidad de agua tanto en cantidad como en calidad ha disminuido por las actividades antrópicas que históricamente la han afectado, en especial las derivadas de la agricultura y ganadería, que son las actividades predominantes en esta. Esto tiene repercusiones sobre la sustentabilidad de la cuenca, situación que requiere urgentemente ser revertida, más cuando se espera que la región sea una potencia alimentaria al año 2015, por lo que la gestión hídrica debe ser mejorada. La cuenca de Limarí pertenece al Programa priorizado de normas, cuenta con Anteproyecto de norma secundaria de calidad ambiental, las que “contemplan proteger, mantener y recuperar la calidad de las aguas como también el aprovechamiento del recurso, la protección y conservación de las comunidades acuáticas y de los ecosistemas, maximizando los beneficios sociales, económicos y medioambientales”.

El paisaje fluvial conforma un sistema heterogéneo con gran variabilidad espacial a lo largo del eje longitudinal y lateral y altamente fragmentado. Desde ritrón a potamón los valores de los índices hidromorfológicos aplicados fueron menores en los tramos localizados aguas abajo de la cuenca, que representan el desarrollo de ribera (QBR) y diversidad de hábitat fluvial (IHF). Un sistema interconectado de embalses fragmenta el sistema fluvial en dos, uno compuesto por ríos no regulados por sobre embalses y otros por ríos regulados bajo embalses.

El componente físico y químico registró incremento de nutrientes, alcalinidad, sólidos suspendidos, hacia aguas abajo de la cuenca hidrográfica dado por sus actividades antrópicas con consecuencias en la calidad del agua.

Para cumplir los objetivos de la norma y por tanto conocer el estado de salud del ecosistema se evaluó la calidad del agua de los ríos de la cuenca aplicando metodología bajo el enfoque de integridad biológica. Se seleccionó para su aplicación el índice *Ch* Signal basado en comunidades de macroinvertebrados bentónicos, los que fueron validados con los índices hidromorfológicos. Así el índice biológico puede integrar cambios hidrológicos, hidromorfológicos, físicos y químicos del sistema espacial y temporal, expresando cambios de estructura comunitaria de bentos, por lo que constituyen una herramienta útil de evaluación de la calidad del agua superficial. Este índice semicuantitativo puede ser usado de forma habitual en la vigilancia y seguimiento de las aguas para estudios de contaminación como indicador de la “salud ecológica” del sistema.

Los últimos tramos de los ríos localizados en la cuenca fueron los más afectados en la calidad del agua, la subcuenca más deteriorada fue la correspondiente al Río Limarí, localizada más aguas abajo, regulada por dos embalses (Recoleta y La Paloma) y la más perturbada en intensidad y frecuencia.

Se debe tener en consideración la variación temporal del sistema para la interpretación de los resultados, la cuenca hidrográfica es nivo pluvial los caudales son mayores en primavera por los deshielos y disminuyen en verano con estiaje en los meses de otoño. La biota bentónica tiene mayor expresión en los meses de verano, cuando las comunidades están más estructuradas, en otoño deberían disminuir por el desarrollo del ciclo de vida del bentos, donde no es dominante el estado de larva de hábito bentónico.

Es posible establecer que:

**Los macroinvertebrados acuáticos pueden servir de bioindicadores, al constituir variables de estado para el sistema fluvial, y por tanto son una herramienta para evaluar el estado ecológico de los ríos. La respuesta de los bioindicadores está condicionada por los atributos físicos de los ríos y es función de las escalas espacio temporal.**

En esta zona hidrológica semiárida esta cuenca posee régimen nivo pluvial, los caudales de los ríos cambian a lo largo del año, siendo de alto caudal en invierno y primavera y de bajo en verano y otoño, influyendo en la conectividad de los parches del sistema y por tanto en la disponibilidad de hábitat para la biota.

Las subcuencas están compuestas de cabecera a desembocadura por tramos ritrónicos y potámicos y presenta un paisaje fluvial fragmentado. Se conforman dos sistemas fluviales unos de mayor altura dado por ríos no regulados y otros de menor altura conformado por ríos regulados por el sistema interconectado de embalses, que son los que presentaron el mayor nivel de perturbación, reflejado en una mala calidad de agua según los índices bióticos. Estos índices bióticos fueron validados presentando correlación con atributos físicos del sistema como lo son las variables hidromorfológicas organizadas en índices de habitar (IHF) y de ribera (QBR).

### 9.3. BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA

- Barbour MT, J Gerritsen, BD Snyder & JB Stribling (1999). Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B 99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- Beck, Ulrich (1993). De la sociedad industrial a la sociedad del riesgo. Revista de Occidente N° 151, 19-40.
- CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO (2005) Metodología para el establecimiento del Estado Ecológico según la Directiva Marco del Agua. Protocolos de muestreo y análisis para invertebrados bentónicos.
- Dirección general de Aguas (DGA, 2005). "Objetivos y Alcances de la Reforma del Código de Aguas de Chile". Conferencia Internacional CEPAL, DGA y GWP.
- Dirección General de Aguas, DGA (2004). Diagnóstico y Clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad. Informa Final. MOP, DGA. Realizado por CADE-IDEPE. Ver para la cuenca del Limarí
- Dirección General de Aguas, DGA (2004). Diagnóstico y Clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad. Cuenca del Río Limarí. Ejecutada por CADE-IDEPE. Consultores en Ingeniería.
- GORE, 2011. Estrategia regional de desarrollo. Región de Coquimbo al 2020. 98 pp.
- O'Neill, R.V., DeAngelis, D.L., Waide, J.B., Allen, T.F.H. (1987). A Hierarchical Concept of Ecosystems. Princeton University Press, Princeton.
- Patten, B.C., B.D.Fath, J.S. Choi, S. Bastianoni, S.R. Borret, S. Brandt-Williams, M. Debeljak, J.Fonseca, W.E.Grant, D.Karnawati, J.C.Marques,A.Moser,F. Müller, C.Pahl.Wostl, R.Seppelt, W.H.Steiborn, & Y.M. Svirezhev (2002). Complez adaptative hierarchical systems. In: R. Constanza y S.E. Joorgensen (Eds). Understanding and solving environmental problems in the 21st century. Elsevier, Oxford,UK, 324 pp.
- Objetivos de Desarrollo del Milenio (2007). Naciones Unidas, Objetivo 7. Nueva Cork.
- Poff, N.L Y Allan, J.D. (1997).The Natural Flow Regime- Bioscience. Vol.47, 11, 769-785 pp.
- Ward J.V. & Stanford J.A. (1995b). Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. Regulated Rivers, 11, 105–119.



**CAPÍTULO X**  
**DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES**



El recurso hídrico en Chile presenta un desajuste entre la distribución de la oferta y los requerimientos de uso, hecho que es crítico desde los años 1990 dado el rápido crecimiento económico. Hoy en día esto se ve acentuado por el aumento de la demanda, dado por el mercado tal cual fue predicho (DGA, 1999). Sin embargo en la política nacional de recursos hídricos uno de los objetivos es el de “asegurar la disponibilidad de agua, el abastecimiento para las necesidades de la población, mejorar la eficiencia de uso, la factibilidad económica, considerando que es un bien escaso en la mayoría del territorio”.

Entre los factores que limitan el recurso está el problema de cambio climático que se acentúa en la latitud de la IV Región, donde pertenece la cuenca del Río Limarí. Bajo predicciones del modelo PRECIS las precipitaciones disminuyen y aumenta el período estival, se alza la isoterma 0°C que reduce la capacidad de almacenar nieve en el área andina (CONAMA, 2006) y retroceso generalizado de los glaciares en Chile principalmente por un aumento de la temperatura del aire. A la fecha las precipitaciones han disminuido en 2/3 frente a un año normal ([www.dga.cl](http://www.dga.cl)). El otro tema es la contaminación de los ríos, hay un gran pasivo ambiental heredado antes de la entrada en vigencia de la Ley 19300 por vertidos al río por explotaciones mineras, las cuales persisten. Hoy en día está en vigencia el DS90/2001 que regula las emisiones a los cuerpos de agua continental pero la presión está por la pequeña minería y artesanal por la falta de tratamiento y disposición de sus residuos. A esto hay que agregar la actividad agrícola que es la más importante de la cuenca donde se requiere hacer uso más eficiente del recurso hídrico y uso de pesticidas y fertilizantes.

El tema hídrico es relevante, según las planificaciones regionales (GORE, 2011), se espera que la región de Coquimbo al 2015 sea una potencia agroalimentaria, lo cual sitúa al agua como un recurso clave para el desarrollo social y



económico, como es considerada en los Objetivos de Desarrollo del Milenio, 2007 (PNUD), como un servicio ecosistémico. En el país se están efectuando acciones para mejorar la gestión del agua, una de ellas son las Normas secundarias de calidad de agua continental superficial (NSCA), donde la cuenca hidrográfica del Río Limarí es una de las priorizadas y así contribuir a compatibilizar los procesos de desarrollo con los de protección del recurso.

Los ríos cumplen el rol de interaccionar los ecosistemas acuáticos con los terrestres, son reflejo de la actividad del estado de la cuenca, y esta ha sido reconocida para Chile ser la unidad básica territorial de gestión (Dourojeanni, *et al.*, 2002), lo cual ya ha sido recomendado (Asociación Mundial del Agua (GWP); Agenda 21; DMA 2000/60/CE; OCDE, 2005) pues promueve una gestión multidisciplinaria y centrada en las necesidades y requerimientos de la sociedad. En otros países esto ha sido difícil de lograr porque ha predominado un enfoque productivista basado en intereses económicos, como lo ha sido también en Chile (DGA, 1999).

Se define al paisaje fluvial como una ciencias que relaciona el patrón espacial y procesos ecológicos a través de los niveles jerárquicos de la organización biológica y las diferentes escalas en el espacio y el tiempo (Wu & Hobbs, 2007). Se propone una gestión integrada de la cuenca, en términos de gestión, incorporando el paisaje fluvial en la planificación que incorpora la dimensión espacial, involucrando sistemas ecológicos, el componente humano y social. El paisaje se origina y evoluciona en la interfaz naturaleza-sociedad, en constante cambio de energías, materia e información. La estructura, función es dinámica y refleja la interacción entre sus componentes ecológicos-técnicos- económicos y socio-culturales (Naveh *et al.*, 2000), mirado como una transdisciplina. Esta mirada puede mejorar la planificación para la gestión hídrica, la ecología de paisaje puede disponer de mejor información científica para los gestores y promover un trabajo en equipo entre diferentes disciplinas y los ciudadanos representados en los actores de interés, como por ejemplo mesas del agua.

El impacto sobre el recurso son resultado de presiones de todos los usos, por lo que se debe mirar en conjunto y no analizarlo en forma aislada, por otro lado para evaluar el real impacto en muchos casos ha sido difícil conocer la condición natural de los sistemas fluviales, dada la histórica perturbación que estos han experimentado. Así la planificación hídrica no debe ser sectorial sino que interrelacionar los componentes que conforman el paisaje. Esto es un tema en la cuenca del Río Limarí, dado las perturbaciones principalmente por minería y uso de suelo por agricultura. Los

conflictos sociales en torno al agua, van en aumento, como su disponibilidad es tan crítica ha llevado a explotar las aguas subterráneas, las cuales erradamente no han sido gestionadas en conjunto con las aguas superficiales.

La comunidad organizada como por ejemplo a través de redes sociales, se han potenciado y sensibilizado a ejercer una mayor participación en las decisiones ambientales, están conscientes del rol controlador que ejerce preponderantemente el sector privado, considerando que en Chile el agua está en su mayor porcentaje privatizada. La legislación actual regula a los titulares que poseen los derechos de agua y obras de uso común. La gestión a la fecha ha sido fragmentada con falta de coordinación, lo que es esperable mejore hoy en día, con la creación del Ministerio de Medio Ambiente con capacidad resolutive. (Ley 24017).

Para aplicar el concepto de paisaje fluvial en el país, se requiere considerar el principio de interdependencia, pues todo está conectado, las funciones, procesos y las personas. Para la planificación del agua la integralidad y transdisciplinaridad son los enfoques adecuados, para lo cual se debe tener claro que los sistemas naturales son complejos, cambian en el tiempo, y poseen alto grado de incertidumbre (Beck, 1993) de ahí la necesidad de considerar el manejo adaptativo (Margoluis, [www.eco-index.org](http://www.eco-index.org)), como uno de los principios para la gestión integrada (GIRH), e ir adecuando las decisiones en la medida de contar con mayor información e ir fortaleciendo la gestión hídrica. Las mayores limitaciones son por base de dato insuficiente y la necesidad de extrapolar a escalas mayores, como lo es del tramo a la cuenca (Lopez de Casenave, *et al.*, 2007). Importante gestionar del punto de vista funcional, de ahí el uso operativo del enfoque ecosistémico para la gestión (UICN, 2006), y mantener los servicios ecosistémicos, establecer balances y sinergias entre las variables sociales, económicas y ambientales, e ir en dirección del desarrollo de la cuenca.

Los servicios ecosistémicos se relacionan con la hidrología, la regulación, la función de la cuenca hidrográfica, entre otros, que delimitan los procesos sociales y económicos, por lo que el enfoque ecosistémico UICN complementa y potencia a modelos de manejo de cuencas hidrográficas (UICN, 2006). Para poder mantener los servicios del agua es relevante la protección de los ecosistemas. Uno de los instrumentos de gestión para la mantención de los servicios del agua son las futuras normas secundarias (NSCA), donde la cuenca del Limarí cuenta con Anteproyecto de

norma. Uno de los objetivos es la protección y conservación de las comunidades, esto abre una oportunidad para proponer metodologías de monitoreo bajo enfoque de integridad que podrán ser implementadas en los planes de vigilancia ambiental que requerirá la NSCA. Metodologías que dan información de la funcionalidad del sistema incorporando métodos integrales de evaluación (Molina & Vila, 2006) que permitan indicar cambios en el ecosistema, tal que sirvan de alerta temprana para prevenir deterioros del estado del recurso, efectuando una gestión hídrica más eficiente.

### **10.1. DISCUSIÓN ESPECÍFICA**

El paisaje fluvial es una unidad compleja e integrada (Naiman *et al.*, 2005) un área internamente heterogénea compuesta de ecosistemas interactuando (Wu & Hobbs, 2007). que une elementos en la escala temporal y espacial (Wiens, 2002), reflejando las actividades de la cuenca. De manera que para evaluar cambios de la calidad de agua se necesita considerar e integrar varias métricas que definen este paisaje. Al considerar que este cambia en el tiempo, y se requiere conocer el efecto de las perturbaciones antrópicas, se debe considerar una métrica que represente la historia acumulativa del lugar. A la fecha se han efectuado mediciones de variables físicas y químicas que representan una medida puntual del sistema (Molina & Vila, 2006; Roldán, 2003), así se necesita levantar información de la biota que además de representar las perturbaciones históricas entregan información de la funcionalidad del sistema, bajo un enfoque a procesos, para proteger la mantención de los servicios ecosistémicos (Likens, 1991).

El régimen hídrico es fundamental en la regulación del funcionamiento del sistema lótico, dado por la variación de diversos componentes los que pueden visualizarse en los patrones y procesos ecológicos (Poff & Allan, 1997), representado en la integridad ecológica. Así en la cuenca nivo pluvial del Limarí para la planificación de la evaluación de la calidad del recurso la variabilidad temporal y espacial debe estar incorporada, y considerar que el paisaje fluvial cambia a lo largo del año con mayores caudales en invierno y primavera, y menores en verano y estiaje en otoño ([www.dga.cl](http://www.dga.cl)), presentando heterogeneidades. Se efectuaron dos campañas de terreno en primavera donde los deshielos causan incremento de caudal y en verano con caudales más bajos. Por otro lado está la influencia del ciclo de vida en primavera están los huevos de insectos que componen el mayor porcentaje del bentos (Rosemberg & Resh, 1996) y en verano predominan los estados larvales. En las

campañas no se encontraron diferencias significativas entre primavera y verano ni en riqueza ni en biodiversidad (Fig.75 y Fig.76), a excepción de la cuenca del Río Limarí en que la biodiversidad y riqueza fueron menores en verano, con menor disponibilidad de caudal. En general los ríos andinos se consideran de baja diversidad (Vila *et al.*, 2006) a menores latitudes la variación de caudal es mayor interanual (Niemeyer & Cereceda, 1984), en comparación con otros sistemas de caudal más constante, de hecho ríos de Chile a mayores latitudes la biodiversidad aumenta (Valdovinos *et al.*, 1992). Bajo el concepto de paisaje fluvial se pone énfasis en la heterogeneidad espacial y la dinámica temporal, criterios relevantes a incorporar para la planificación y diseño del monitoreo biológico. También a mayor diversidad de hábitat es esperable que aumente la biodiversidad, mayor disponibilidad de sustrato a colonizar (Armitage, *et al.*, 1995). En esta tesis no se observaron diferencias significativas en biodiversidad pero una tendencia a aumentar en los tramos medios, como por ejemplo en el Río Hurtado. Se ha observado para Chile en tramos fluviales de Chile Central mayor diversidad en zonas medias (Sabando, 2004).

La biota bentónica dominante en los ríos son los insectos acuáticos (Rosemberg & Resh, 1996), de hecho para la cuenca del Río Limarí la mayor representatividad de fauna bentónica fue de insectos en todas las subcuencas (Fig. 70) y la contribución a la estructura comunitaria fue basada en insectos, destacando a la familia Chironomidae con un 14 % en comparación al gastrópodo Physidae con 2,4 %. El rol funcional de estos es preponderantemente en la transferencia de energía de productores a consumidores. Son valiosos para representar cambios en el sistema, en especial para los sistemas fluviales de Chile, donde son muy primitivos con relaciones ancestrales de tipo gondwánico (Valdovinos, 2006). y poseen un alto endemismo. Está presente en los diversos hábitats a lo largo del tramo fluvial lo cual permite hacer estudios comparativos espacialmente y temporalmente, entre otros. Son importantes procesadores de alimento, como en el Río Limarí hay un alto desarrollo de ribera en la zona ripariana esta debería contribuir energéticamente al sistema fluvial, y así servir de importante base alimentaria a la fauna bentónica, a través del detritus movilizándolo alimento aguas abajo para la trama trófica. Ha sido ampliamente demostrado la importancia del complejo ecotono ripariano, frontera dinámica con atributos que contribuyen a la biodiversidad, productividad y variedad de hábitats y refugio para la fauna, formando parte del paisaje funcional dada por flujos de intercambio con el paisaje adyacente (Hansen & Castri, 1992), jugando un rol fundamental en el manejo ecológico (Naiman *et al.*, 2005). De ahí la importancia de evaluar la hidromorfología

del sistema, en esta tesis se observó que las estaciones de mayor altura resultaron con un desarrollo de ribera de buena calidad (QBR) y de mayor diversidad de hábitat (IHF > 75), y muy por debajo de este valor las estaciones localizadas bajo embalse (Fig. 55 y Fig. 56), de tal manera que la regulación del embalse influye en la alteración de la integridad del sistema (Molina *et al.*, 2011). El tema que debe tratarse en esta cuenca es como planificar el manejo de embalse para proteger la conservación de los ecosistemas, gran parte de la energía debería quedar atrapada en las cubetas, siendo uno de los efectos de los embalses explicar disrupciones físicas tales como fragmentación de hábitat, transporte de material, disponibilidad de recursos y calidad de agua, entre otros (Palau Ybars, 2006).

En varios países los macroinvertebrados bentónicos son usados para evaluar la calidad de las aguas (Prat *et al.*, 2009), en Chile aún están a nivel de propuesta, y se han desarrollado estudios para proponerlos en las futuras normas secundarias de calidad de agua, que actualmente están en desarrollo y en uno de sus artículos mencionan el uso de bioindicadores para evaluar la calidad de las aguas. Actualmente hay un solo ejemplo de normativa vigente, que es la cuenca del Río Serrano, localizado en la parte austral del país formando parte del Parque Nacional Torres del Paine. Para el uso de bioindicadores se dispone de varios ejemplos científicos en Chile, que comprenden índices basados en macroinvertebrados bentónicos (Figuroa *et al.*, 2003 y 2007; Molina & Vila, 2006; Prat *et al.*, 2009), y se han propuesto formalmente para ser aplicados para gestión (Barbour *et al.*, 1999; Roldan, 2003; DMA2000/60 USEPA (a), 2003; Prat, *op.cit.*), sin embargo la gran desventaja es la falta de información para su aplicación. Para la cuenca del río Limarí este es el primer ejemplo de monitoreo integrado para todos los tramos que contempla el Anteproyecto de NSCA, por lo que una buena manera de incorporar este tipo de metodología es a través de los Planes de Vigilancia Ambiental, instrumento operativo de las futuras NSCA, en la etapa de revisión que tendrán periódicamente.

Hay varios tipos de índices que se han usado para aplicar bioindicadores en base a macroinvertebrados bentónicos, cualitativos, cuantitativos, recomendados para evaluar el recurso (Prat, *et al.*, 2012). El paisaje fluvial está compuesto por parches y la resolución para el organismo es escala dependiente, por ejemplo la respuesta de los organismos a diferentes condiciones hidrodinámicas (Wellnitz *et al.*, 2001). Para esto se ha considerado el concepto de escalamiento jerárquico indicado en la figura 22 (Towsend & Hildrew, 1994), y tener claro fijar la escala para lo que se quiere representar. La hidrología da forma al paisaje fluvial, tal que la conectividad es

suministrada por el medio, mas que por la configuración del mosaico per se (Wiens, 2004). El tema es la escala a aplicar, para levantar la información cuando los parches se componen de distinto tamaño, con sustratos variados, zonas de rápidos y lentos, presencia de macrofitas, entre otros, y se pretende conocer el estado ecológico del sistema. Se compararon diversos métodos de muestreo según el índice a usar, para un índice cualitativo (*Ch* BMWP) y semi cuantitativo (*Ch* SIGNAL) se realizaron muestreos multihabitat y para un índice cuantitativo (*Ch* IBF) en los sustratos duros del lecho, faltando tomar registros de otros hábitats pero que su representatividad era menor, en el tramo. Los índices aplicados poseen el nivel de resolución taxonómica de familia, el que resultó más apropiado fue el semicuantitativo *Ch* SIGNAL, que toma en cuenta la presencia/ausencia de la familia de macroinvertebrados bentónicos considerando un factor de abundancia. El índice *Ch* SIGNAL y el *Ch* IBF fueron los más adecuados, se correlacionaron con variables geográficas, de usos, físicas y químicas, y con los índices hidromorfológicos IHF y QBR. En Chile la literatura indica el uso de diversos índices (Figuroa, *et al.*, 1999 y 2003), y al establecer comparaciones (IBE, BMWP, IBF, SIGNAL) mostraron el mismo patrón de comportamiento para definir áreas en buen estado e impactadas, sin embargo el *Ch* IBF y *Ch* SIGNAL fueron los más sensibles a perturbaciones no detectadas por los otros índices (Figuroa *et al.*, 2007). Lo importante es que el índice tenga capacidad predictiva, tenga potencialidad para evaluar funciones ecológicas, discrimine los impactos antropogénicos, sea confiable, se aplique adecuadamente la escala, etc., (Bonada *et al.*, 2006; Prat *et al.*, 2009). En general es difícil que un solo índice pueda cumplir a cabalidad todos los criterios necesarios (ver Capítulo II, Tabla 13), por lo que se deben establecer prioridades para su recomendación y tener claro el programa de monitoreo según la realidad local.

Para la aplicación de los índices se debe tener en cuenta el establecer estaciones de referencia que sirvan de patrón del estado ecológico, para estaciones del mismo tipo o ecorregión pero para la cuenca del Río Limarí fue difícil pues los tramos involucrados en el anteproyecto de NSCA y en la cuenca misma presentan influencia por actividades antrópicas, para lo cual se determinaron estaciones de mínima perturbación como alternativa ((Bonada *et al.*, 2002), las que resultaron ser preferentemente las de mayor altura.

Para la aplicación de bioindicadores en la cuenca del Río Limarí como en otras de la región es difícil establecer las condiciones naturales, son cuencas históricamente

intervenidas por actividades antrópicas, sin embargo considerando la falta de información para establecer comparaciones fue posible detectar diferencias de estado ecológico a través de los bioindicadores, a modo de índice valorado según las condiciones locales, y que presentaron correlaciones con variables físicas y químicas e hidromorfológicas. Con esto se puede sugerir aplicar el modelo propuesto señalado (Fig. 32), que representa un enfoque integrador, que requiere distintas escalas. Se incorporó la variable espacial a nivel de cuenca, tramo y estación de muestreo. La variable estacional primavera y verano (poblaciones en estado inmaduro, larval), y variables hidromorfológicas (escalas mayores a un año para desarrollo de ribera y geomorfología).

## **10.2. PERSPECTIVA DE EXPERTO**

El paisaje fluvial refleja la actividad de la cuenca, escala adecuada para ser usada como unidad de planificación territorial, lo cual implica una mirada holística. El paisaje como buena herramienta de planificación, aplica el enfoque ecosistémica donde el hombre forma parte de él (UICN, 2006). Se elaboró una matriz que resume varios ejemplos de paisaje como unidad de planificación, y se indican las ventajas para las organizaciones locales, en el sentido de fortalecer sus capacidades, considerando que la mantención y distribución del recurso es un desafío social (UICN op. cit.). También esto se refuerza en la gestión integrada del agua como un proceso que promueve la gestión y aprovechamiento coordinado del agua, la tierra y recursos relacionados, con el fin de maximizar el bienestar social y económico de manera equitativa sin comprometer los ecosistemas vitales (GWP). El Código de Aguas (DGA, 2005) establece la gestión integrada.

Para el cumplimiento de las futuras normas secundarias de calidad ambiental, se requieren de metodologías integradas. La Directiva Marco de Agua considera el “buen estado de las aguas” e introdujo el concepto del buen estado ecológico, como indicador de la salud de los ecosistemas, evaluado en tres ejes biótico, físico y químico e hidromorfológico (Munné & Prat 2005), esto también se ha desarrollado en Estados Unidos (USEPA Draft Report 2003) y posteriormente en Latinoamérica (Roldán, 2003). El uso de multimétricas es ventajoso por que integra información de varios componentes dando una evaluación más completa del cuerpo de agua (Verdonschot & Mogg, 2006)

Se propuso un modelo para el uso de bioindicadores en base a macroinvertebrados bentónicos que fue desarrollado para la cuenca del Río Limarí.

Entre las ventajas para ser aplicado para la gestión hídrica se puede indicar que:

- a) Usar los macroinvertebrados bentónicos, que son los organismos más abundantes del bentos, de tamaño observable a ojo desnudo.
- b) Se requieren métodos fáciles para colectarlos y de costo bajo.
- c) Poseen correlación con variables químicas que representan alteraciones por actividades antrópicas y con índices hidromorfológicos.
- d) Metodología fácil de transferir para el muestreo e identificación, pues ha sido demostrado que el nivel taxonómico de resolución de familia es suficiente (Hellawell, 1986; Hilsenhoff, 1988) y para Chile en cuencas del Sur del país donde existe mayor información (Figueroa, 2007).
- e) Su uso incorpora un enfoque funcional reflejando la salud del ecosistema.
- f) Los organismos son sedentarios por lo que representan las condiciones locales y se puede efectuar un seguimiento, por lo que es importante fijar el valor de los puntajes de tolerancia, bajo las condiciones locales.
- g) La obtención de resultados es rápida y puede visualizarse en mapas temáticos de calidad de agua.

Entre algunas desventajas para la gestión podría indicarse que:

- a) Falta información histórica en el país de las comunidades de macroinvertebrados por lo que no se pueden efectuar comparaciones en el tiempo.
- b) Faltan taxónomos para identificar algunas familias de macroinvertebrados.
- c) Dada la heterogeneidad de los parches del paisaje fluvial las réplicas presentan alta variabilidad, además de asegurarse haber barrido los diferentes hábitat para representar el tramo a evaluar.
- d) Se dispone de escaso conocimiento del funcionamiento de los ríos y de las escalas adecuadas para gestión.
- e) La perturbación de los sistemas fluviales dificulta conocer su condición natural y definir sitios de referencia.

En Chile se dispone de información en estudios de impacto ambiental donde normalmente para levantar líneas de base se recolectan macroinvertebrados bentónicos, aplicando índices comunitarios.



La gestión debe fomentar la participación de los actores de interés, el modelo propuesto fue validado a través de ser presentado y discutido en diferentes reuniones de trabajo con la participación de servicios públicos, gestores, actores de interés y académicos con publicaciones en bioindicadores, entre los cuales se menciona:

- Reunión de trabajo con académicos: MSc. Irma Vila, Limnóloga, U. de Chile, Santiago-Chile; Dr. Francisco Encina, Experto en Ecosistemas acuáticos, U. de Temuco, Temuco-Chile; Dr. Narcís Prat, Experto en Ecología acuática y Gestión hídrica. U. de Barcelona, Barcelona-España.
- VII Congreso de la Sociedad de Limnología de Chile, 2010.
- Aplicación del modelo en proyecto desarrollado para el SEREMI IV Región, Ministerio de Medio Ambiente.
- Capacitaciones a equipo del Departamento de Contaminación Hídrica, Comisión Nacional del Medio Ambiente, CONAMA.
- 
- Seminarios y Conferencias en la IV Región :
  - a) Seminario Internacional "Calidad y Gestión del Agua a Nivel de Cuenca"  
Organiza: INIA-INTIHUASI, La Serena. Tema: Calidad del Recurso Hídrico y Biodiversidad.
  - b) Investigación para el resguardo de ecosistemas acuáticos en la cuenca del Río Choapa. Organiza FPA-MMA, INIA, Municipalidad de Salamanca y Junta de Vigilancia Río Choapa.
  - c) Análisis de factores críticos para los Planes de Vigilancia Ambiental de las Futuras Normas Secundarias de calidad de Aguas de las cuencas de los ríos Elqui y Limarí. Organiza: SEREMI, Región Coquimbo.

Se recomienda usar métodos de monitoreo en los diferentes ecosistemas de la región simples, rápidos, que no sean muy costosos. En este sentido el *Ch* SIGNAL es más económico que *Ch* IBF, requiere menos tiempo de análisis pues se cuentan hasta 200 individuos, es semicuantitativo por lo que el muestreo es multihabitat.

### **10.3. CONCLUSIONES CIENTÍFICAS**

#### **10.3.1. Caracterización ambiental de la cuenca del río Limarí.**

Los usos del agua principales de la cuenca son de tipo no extractivo y extractivo. Los primeros son por actividad de acuicultura principalmente del camarón de río, pesca deportiva principalmente en la desembocadura del Río Limarí, zonas de recreación a lo largo de toda la cuenca, y uso hidroelectricidad concentrada en el río Los Molles subcuenca Río Grande medio. Los de tipo extractivo son por captación de agua potable, industria, minería y riego. El riego y la minería representan la mayor demanda siendo de un 32 % y de un 3 % para el total de las comunas. La minería principalmente se concentra en la comuna de río Hurtado. El riego con el sistema interconectado de los tres embalses permite una regulación estacional e interanual del recurso, con una seguridad de suministro del 85% (por cuatro años), siendo el sistema de regadío más grande de Chile y segundo en importancia para América del Sur

En el sector cercano a la ciudad de Ovalle, se concentra la población urbana como también el uso del suelo de tipo agrícola que representa un 7 % de la superficie total de la cuenca. Al comparar la naturalidad del tramo las estaciones de mayor altura las subcuencas de Río Hurtado y de Río Grande presentan el mayor valor de naturalidad en los tramos de mayor altura, por sobre el 70 %, los que van disminuyendo hacia aguas abajo por uso agrícola. Para la subcuenca Huatulame los ríos Ccogotí y Combarbalá presentaron un alto nivel de naturalidad, sin embargo el Río Huatulame resultó de bajo valor por estar impactado por actividad agrícola. Para la subcuenca del río Limarí los niveles de naturalidad fueron los más bajos de la cuenca y más críticos los tramos correspondiente a los tributarios Esteros El Ingenio y Punitaqui. En estos la agricultura y minería son actividades importantes, en el primero se encuentran plantas procesadoras de metales y en el segundo depósitos estériles y RILes mineros.

Se propone a la cuenca como la unidad básica territorial, considerando sus usos múltiples, principalmente por minería y agricultura que son los principales ejes de desarrollo de la cuenca con un 25 % del Producto Interno Bruto PIB regional.

#### **10.3.2. Variabilidad espacial y temporal de cuenca del río Limarí**

La cuenca del río Limarí constituye un paisaje fluvial que posee una estructura interna propia y una estructura biofísica tridimensional que cambia de cabecera a

desembocadura por actividades antrópicas que presionan la cuenca. La cuenca está alterada hidrológicamente, por fragmentación de hábitat, por el sistema interconectado de embalses, bocatomas y canales de regadío. El uso de suelo que principalmente afecta la cuenca es por actividad agrícola, minería de oro y cobre concentrada más bien en la sub cuenca Limarí. También se observaron síntomas de eutrofización en algunos tramos (especialmente zona bajas) dada la existencia de pozos negros (ingreso de nutrientes) y alta ruralidad.

### ***Variabilidad temporal***

La cuenca está bajo la influencia de un clima semiárido y los ríos presentan un régimen nivo-pluvial predominando el nival en la parte alta de la cuenca y pluvial en la parte baja. Esto distingue regímenes de caudales altos en invierno y primavera y bajo en verano y otoño, lo que condiciona una influencia hidrológica sobre el funcionamiento del sistema, como por ejemplo en los procesos de meteorización, erosión, sedimentación, dinámica de nutrientes, entre otros. Por lo que las mayores demandas hídricas son en verano y otoño y donde hay mayor regulación de los embalses sobre los ríos con consecuencias en la hidromorfología fluvial. También se extiende a las actividades antrópicas como la ganadería, localizándose en las zonas medias de las cuencas en invierno y en las parte altas de la cuenca en verano, influyendo en los aportes orgánicos alóctonos a los ríos.

### ***Variabilidad espacial***

Se distingue diferencias estructurales geomorfológicas de cabecera a desembocadura al comparar los tramos de los ríos de las 24 estaciones de muestreo. Se distinguen ríos rítrónicos de potámicos, los primeros son de mayor pendiente (más de dos veces), cauces encajonados, ancho del cauce angosto localizados a mayor altura por sobre los embalses, lo que influye directamente en el funcionamiento de los sistemas fluviales. Los tramos por sobre embalse tienen un menor grado de perturbación en comparación con los tramos bajo embalse de menor altura que corresponden a ríos regulados.

En síntesis la heterogeneidad del sistema fluvial requiere incorporar la variabilidad espacial y temporal para proponer metodologías de evaluación de la calidad del agua superficial.

### **10.3.3 Bioindicación**

#### **10.3.3.1 Componente Hidromorfológico**

Se muestrearon 23 estaciones de muestreo distribuidas en 6 subcuencas, desde 2018 msnm a 312 msnm, que mostraron geomorfología de los tramos diferentes sobre y bajo embalse representando dos tipologías.

. Se aplicaron dos índices hidromorfológicos, de Clasificación de la zona de ribera (QBR) y de Hábitat Fluvial (IHF).

Se observó que 9 de las 24 estaciones de muestreo de la cuenca presentan valores que señalan una buena calidad (QBR > 70), estas constituyen un 37% y están representadas por estaciones de cabecera de las subcuencas y tributarios. Más de un 50% de las estaciones de muestreo presenta una regular a muy mala calidad, este porcentaje incluye principalmente a las estaciones ubicadas bajo el sistema de embalse.

El mayor valor de IHF lo presentaron los tramos de los ríos de mayor altura y sobre embalse y por lo tanto menos intervenidos. En la subcuenca de los ríos Hurtado, Grande y Huatulame los tramos de mayor altura muestreados presentaron puntajes altos (> 70). Las estaciones que representaron los tramos más bajos fueron las de menor puntaje y la subcuenca del Río Limarí presentó un IHF de 59. De las estaciones muestreadas un 33 % representó buen puntaje de IHF (considerando un valor mayor a 75); 38% regular (puntaje mayor a 45) y un 29% con baja diversidad de hábitat. Las estaciones bajo embalse mostraron IHF de regular a malo, representando hábitats más homogéneos.

La cuenca del río Limarí presenta ríos vadeables de baja profundidad, donde la menor diversidad de sustrato se observó en las aguas más someras, siendo dominante el sustrato de bolones y piedras.

### **10.3.3.2 Componente Físico y Químico**

Se evaluaron componentes físicos y químicos que contiene el anteproyecto de Norma Secundaria de Calidad Ambiental (NSCA) en los tramos de vigilancia y también la base de dato histórica para 13 estaciones de calidad de agua de la Dirección General de Aguas, DGA distribuidas en la cuenca.

#### **Índice ICA en base a datos históricos base de dato DGA.**

Para los datos históricos se calculó el índice ICA, que resultó indicar aguas de buena calidad para las estaciones de mayor altura de las subcuentas Río Grande y Huatulame; de regular calidad para las subcuentas Huatulame en el Río Cogotí y Mostazal y subcuenca Grande en el Río Grande; y aguas de mala calidad para los tramos de ríos bajo embalse Cogotí y La Paloma en las subcuentas Huatulame (RU-1) y río Hurtado (RH-2) respectivamente, como también para la parte baja de la subcuenca del Limarí (RL-1D) y Estero Punitaqui asociado a actividad minera. Las variables que mayormente aportaron al cálculo del índice por presentar mayor peso fueron: temperatura, pH, sulfato (correlación Spearman y rotación Varimax, ACP, 76 % los dos primeros ejes).

#### **Variables obtenidas de mediciones de campañas de terreno**

Los valores de pH, resultaron ligeramente alcalino mostrando un leve aumento en los tramos inferiores de la cuenca y en estaciones cercanas a embalses donde hay influencia de poblados. Algunas estaciones superaron el Anteproyecto de NSCA que fueron en la subcuenca Limarí RL-1B y EP-1, y la subcuenca Río Grande RG-2B, RG-2C.

Los valores de oxígeno disuelto indicaron aguas oxigenadas en todas las estaciones muestreadas para el período de primavera con tendencia a disminuir para el período de verano. Probablemente porque se facilita el alza de las temperaturas superficiales de la columna de agua con los bajos caudales y la estación de verano, con la correspondiente baja de la solubilidad del gas oxígeno. Se debe considerar que la mayoría de los ríos requieren de un mínimo de 5 a 6 ppm de oxígeno disuelto para el desarrollo de la vida acuática.

El parámetro DQO sólo se presentó alto en la estación RH 2B correspondiente a la subcuenca de Río Hurtado (mayor a 40 mg/L), sobrepasando el Anteproyecto de NSCA. Para el resto de las estaciones los valores fueron menores a 35 mg/L, con tendencia a incrementar para el período de verano.

Los valores de conductividad eléctrica estuvieron dentro de los rangos del Anteproyecto de NSCA a excepción de la subcuenca del Río Limarí que la sobrepasó para la campaña de verano con conductividad eléctrica por sobre los 3500  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , atribuible a una mayor concentración de sales en época de verano dado por incremento de evaporación y menor caudal en el río. La conductividad se relaciona con los iones disueltos, los cloruros tendieron a presentar mayor concentración en primavera donde los flujos son mayores y en parte podría atribuirse a la meteorización.

Los cloruros medidos en la cuenca del río Limarí indican altos valores, los que sobrepasan ampliamente los valores indicados como límites en el anteproyecto de NSCA. Tal fue el caso de las subcuencas de Río Grande (RG-1, RG-2C, RM-1), subcuenca Río Huatulame (RC-1 y RC-2) y la subcuenca del Río Limarí (RL-D y EP-1B). La salinidad del Río Limarí va aumentando aguas abajo, atribuido a quebradas salinas consideradas naturales. Respecto a los sulfatos la tendencia fue presentar mayor concentración en verano para la mayoría de las estaciones.

La clasificación iónica de las aguas se pueden visualizar en diagramas hidroquímicos, las aguas de la subcuenca del Río Hurtado resultaron sulfato cálcicas; las de la subcuenca del Río Grande también fueron de tipo cálcicas a excepción del período de primavera en que las estaciones RG-1, RG-2 y RM-1 resultaron ser cloruradas; para la subcuenca de Huatulame las aguas fueron cloruradas en primavera y cálcicas en verano; para la subcuenca del Limarí, predominan aguas de tipo cálcicas, y sódicas, en la parte más baja de tipo cloruradas y de tipo sulfatadas en el Estero El Ingenio.

Los valores de alcalinidad en la cuenca fueron más altos en primavera. Los rangos más altos por subcuenca estuvieron entre 16,20 mg/L para la subcuenca del río Huatulame; 18 mg/L para la subcuenca Río Hurtado; y sobre el mínimo recomendable para la vida acuática de 20 mg/L para la subcuenca Río Grande (25 mg/L) y Río Limarí con 31,20 mg/L en la estación RL-1-B. De manera que las subcuencas Huatulame y Hurtado poseen menor capacidad de amortiguación y una

tendencia a una mayor vulnerabilidad a la contaminación. Los suelos de pH neutro a ligeramente alcalino presente en la cuenca determinarían la alcalinidad observada en las estaciones de muestreo.

Los valores de materia orgánica fueron bajos pero mayores en primavera, atribuible a un mayor escurrimiento con caudales más altos por efecto de los deshielos. Este factor hidráulico es esperable que aumente la incorporación de material alóctono al sistema, por incremento del canal de inundación en los ríos.

En general, los valores de sólidos suspendidos totales (SST) en la cuenca del Limarí son bajos, con una tendencia a disminuir hacia aguas abajo, en tramos de menor pendiente donde el proceso de sedimentación es más intenso respecto a zonas rítmicas, con pendientes mayores. La respuesta de los SST es variable, la concentración fue más alta para la campaña de primavera a excepción de la subcuenca del río Limarí, donde hacia aguas abajo la concentración fue mayor en verano. Sin embargo la respuesta podría estar influenciada por las actividades antrópicas de la cuenca, como lo es la mayor presión por turismo, con ingreso de material alóctono al cauce.

La parte baja del Río Limarí, Estero Punitaqui y Estero El ingenio presentaron alta abundancia de metales pesados atribuido a minería y en la parte baja del Río Limarí se encuentran franjas metalogénicas.

En la cuenca se registraron altas concentraciones de nutrientes (Nitrógeno y Fósforo) en primavera y verano, principalmente en lugares con intervención antrópica por ganadería y bajo embalse, que refleja un nivel de eutrofización en la cuenca. El fósforo total fue mayor en la subcuenca Río Grande con 35 mg/L (RG-3 bajo embalse) y Río Limarí con 1000mg/L (RL 1B). El valor de nitrógeno total fue mayor a 500 mg/L en toda la cuenca. Se relacionó las concentraciones de nitrógeno y fósforo lo cual indica una razón N/P >12 que implica una limitación por fósforo (Allan, 1995), a excepción de la parte baja de la cuenca del Limarí donde la limitación fue por nitrógeno, dado el exceso de fósforo. Las estaciones bajo embalse presentaron influencia por aguas servidas y agricultura.

En general, se debe considerar que en la cuenca del río Limarí se registran una sumatoria de aportes desde cabecera a desembocadura los cuales van deteriorando la calidad química del agua superficial. Algunos de estos aportes son tributarios de

origen natural proveniente de quebradas salinas, y otros son descargas de origen antrópico como plantas de tratamiento de aguas servidas, mineras y excedentes producto de la actividad agrícola e industrias, desarrollada en la zona.

### **10.3.3.3 Componente Biológico**

Se seleccionó el índice biótico *Ch* SIGNAL para evaluar la calidad de agua por subcuenca, por las siguientes razones:

- responde mejor a presiones del sistema
- es posible recolectar bentos de todos los hábitat de las estaciones de muestreo, --
- resultó altamente correlacionado con variables geográficas, de uso, físicas y químicas (Karikal-Wallis  $p < 0,05$ ).
- se correlacionó (Spearman  $p < 0,05$ ) con índices hidromorfológicos IHF y QBR como criterio de validación.
- requiere un tipo de muestreo semicuantitativo, e incorpora peso por abundancia de familia.

El valor del índice fue disminuyendo de ritrón a potamón, las estaciones de cabecera de las subcuencas representaron aguas de muy buena a buena calidad, como lo fue para Río Hurtado con RH-1 y RH-2-A; para subcuenca Río Grande con RG-1, RG-2-A; para subcuenca Huatulame RB-1, RC-1, RC-2. Las estaciones de muestreo bajo embalse se diferenciaron en su geomorfología de las localizadas sobre embalse, y la calidad de sus aguas resultaron desde regular a mala calidad. Cabe hacer notar que la subcuenca del Río Limarí está regulada y sus aguas son altamente salinas por fuentes naturales y presiones antrópicas por actividad minera y poblados.

A nivel de estructura comunitaria las familias que contribuyeron en más de un 10 % a esta fueron, Chironomidae (14 %), Baetidae (12 %), Hydrobiidae (10 %). Se evidenciaron diferencias significativas entre subcuencas para la campaña de verano para los parámetros riqueza y diversidad (ANOSIM;  $p < 0,05$ ), como también para estaciones sobre y bajo embalse (ANOSIM;  $p < 0,0002$ ). La menor diversidad y riqueza fue en estaciones de la parte baja de la cuenca, con síntomas de eutrofización y presiones antrópicas por actividades de agricultura y minería.



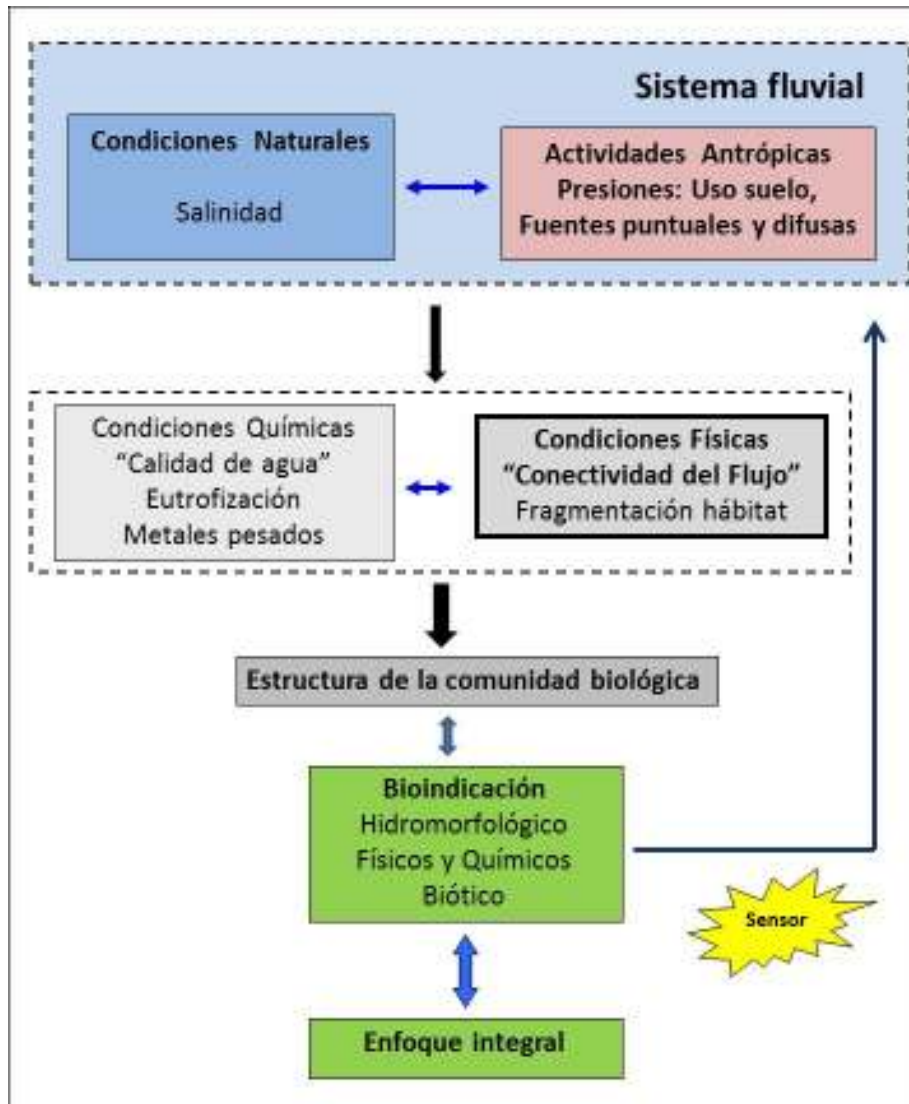
#### **10.3.3.4 Del Modelo:**

*De acuerdo al modelo conceptual se establecen las siguientes consideraciones para la cuenca del Río Limarí:*

- La subcuenca del Río Limarí en su parte baja presentó altas salinidades, en parte por aporte de acuíferos, bajo condiciones naturales.
  
- Las principales actividades antrópicas son agricultura ganadería y poblados, que alteran los sistemas fluviales al generar fuentes puntuales y difusas de tipo orgánico e inorgánico.
  
- Las actividades antrópicas modifican la calidad del agua:
  - la cuenca hidrográfica presenta alteración hidrológica. Se compone de ríos con y sin regulación, provocado por fragmentación de hábitat por el sistema interconectado de embalses. Se genera bajo embalse ríos más vulnerables, altamente perturbados reflejado en el bajo valor de sus índices en comparación con los ríos no regulados, por sobre embalse.
  - las actividades antrópicas generan fuentes puntuales y difusas. Los principales impactos sobre la química de las aguas son por enriquecimiento de nutrientes con tendencia a eutrofización de las aguas superficiales, y presencia de metales pesados concentrado principalmente en la subcuenca del Río Limarí.
  
- Las perturbaciones físicas y químicas sobre la cuenca hidrográfica se reflejan en la estructura comunitaria de la biota bentónica. Los índices de menor valor para riqueza y diversidad resultaron en estaciones de muestreo de la parte baja de la cuenca, con síntomas de eutrofización y actividades antrópicas de agricultura y minería.
  
- Al aplicar bioindicación bajo el *Ch* SIGNAL se conforman dos grupos de tramos de ríos que deben ser tratados considerando sus diferencias
  - un primer grupo sobre embalses, de mayor altura, con menor grado de perturbación.
  - un segundo grupo bajo embalse, estaciones de menor altura, menor flujo.
  - los índices aplicados reflejan valores más altos para las estaciones sobre embalse respecto a las localizadas bajo embalse.

**En síntesis:** El modelo propuesto bajo enfoque de integridad biológica, aplicado en la cuenca hidrográfica del Río Limarí puede ser recomendado. El índice biótico como “Bioindicador”, puede ser útil como sensor de alerta temprana ante cambios del sistema fluvial, pues constituye una variable de estado para la evaluación del estado ecológico de los ríos.

Figura 90. Modelo de Integridad ecológica aplicado a la cuenca hidrográfica del Río Limarí.



Fuente: Elaboración propia

## **10.4. CONCLUSIONES TECNOLÓGICAS**

La Bioindicación es una metodología de enfoque integral que ha sido recomendada para evaluar la calidad del agua superficial, y debe ser adecuada a las condiciones locales. La ventaja es que representa el estado ecológico del ecosistema incorporando variables hidromorfológicas, físicas y químicas y del entorno, suministrando una metodología de mejor calidad de información para poder planificar el recurso y desarrollar una gestión hídrica más eficiente para el desarrollo potencial de la cuenca.

A continuación se mencionan diferentes etapas claves de esta metodología a considerar para implementar Bioindicación en los ríos de la región semiárida de Chile como lo es la Cuenca del Río Limarí.

### **10.4.1 Definir el sistema ambiental**

Determinar las condiciones naturales y antrópicas para efectuar un diagnóstico ambiental de la cuenca con la incorporación de los componentes socio económico.

La cuenca del Río Limarí ha sido históricamente perturbada, modificada en su hidrología (fragmentación de hábitat) por el sistema de embalse, y alteraciones de su calidad de agua por actividad agrícola y minera principalmente. Uno de los grandes polos de desarrollo a futuro es potenciar el desarrollo agrícola,

Determinar las estaciones de muestreo basadas en las áreas de vigilancia. La cuenca posee un Anteproyecto de NSCA, con tramos definidos a evaluar, que comprende 6 subcuencas y 23 estaciones de muestreo.

Definir las tipologías de ríos para establecer los sistemas potenciales a ser comparados. La cuenca del Limarí se compone de cuatro zonas que fueron las siguientes:

- Zona de baja con baja pendiente, usos agrícolas, urbanos y con matorral semidenso.
- Zona de mayores pendientes, vegetación de matorral y áreas de geología plutónica.
- Zona de áreas Volcanicas, renovales y pendientes bajas.
- Zona de baja pendiente vulcano sedimentarias y de matorral.

#### **10.4.2 Definir condiciones de referencia**

Para la aplicación del índice biótico los puntajes de tolerancia deben ser recalculados de acuerdo a las condiciones locales, para reflejar las condiciones del ecosistema a evaluar. Para lo cual se requiere de estación de condición de referencia.

Un requisito es establecer estaciones que satisfagan la condición de referencia. Los tramos de vigilancia de la cuenca del Río Limarí han sido históricamente perturbados lo cual enmascara poder determinar las condiciones naturales. Como alternativa se consideró seleccionar estaciones que representen el Máximo potencial ecológico, de menor intervención, para compararla con una situación ideal y seleccionar “estaciones óptimas de referencia”.basado en variables antrópicas, de usos e hidromorfológicas. Las estaciones potenciales de referencia seleccionadas por presentar mayor correlación (Spearman) con la “situación ideal” fueron: subcuenca Río Hurtado con RH-1 ( $r=0,947$ ), y subcuenca Río Grande con RG-1 ( $r=0,913$ ) y RLM-1 ( $r=0,885$ ). Los criterios de referencia usados fueron validados al presentar correlación con el índice QBR ( $r=0,8$ ;  $p=0,003$ ).

#### **10.4.3 Selección del índice biótico**

Se evaluaron varios índices bióticos para analizar el que presentaba mejores relaciones con índices hidromorfológicos y físicos y químicos. El ChSIGNAL fue el índice que presentó el mayor número de correlaciones, positivas con altura, caudal, pendiente, QBR e IHF y negativas con temperatura, conductividad eléctrica, alcalinidad, aniones y cationes.

El índice debe ser reevaluado constantemente en la medida de aumentar la base de dato, a través de monitoreos sistemáticos considerando la variabilidad temporal. Establecer metodología multimétrica bajo la interrelación de índices es necesario para representar el estado ecológico del ecosistema.

Reasignar los puntajes de tolerancia para el uso de índice de acuerdo a los resultados de correlación de familias con variables físicas y químicas. Con el uso de los puntajes reasignados localmente la calidad de agua resultó menor que bajo la metodología de Chessman, que fue usado como base.

Tabla 109 Resumen de consideraciones para la elección del índice *Ch* SIGNAL

Criterio	Índice	Observación
Sensibilidad	Respuesta a variabilidad ambiental	El <i>Ch</i> SIGNAL fue el índice que presentó el mayor número de correlaciones en comparación con <i>Ch</i> IBF y <i>Ch</i> BMWP para variables de tipo geográfico, hidromorfológico, usos de suelo y físicos y químicos.
Antecedentes	Información de su uso en Informes, Estudios, Publicaciones	En Chile se dispone de publicaciones científicas que recomiendan y validan su uso.
Nivel taxonómico	Responde a nivel de familia	El índice aplicado a nivel de Familia funciona para “evaluación rápida de calidad de agua”, excepciones se requiere un nivel taxonómico menor. Ejemplo la familia Chironomidae fue la de mayor poder explicativo para diferenciar entre subcuencas. Sin embargo se distinguen 7 morfos que probablemente podrían tener diferente sensibilidad lo que no es posible dilucidar a nivel de Familia.
Representatividad	Reflejar cambios ambientales del sistema.	Importante realizar un muestreo exhaustivo. Con el <i>Ch</i> SIGNAL se pueden barrer todos los hábitat presente en la estación de muestreo y además considera la valoración de la abundancia.
Simpleza	Fácil de aplicar	Los métodos e instrumentos de muestreo (redes) son simples.
Tipo de muestreo	Semi cuantitativo	Se establece un número tope de organismos a muestrear previo comprobación de la diversidad de la estación.
Aplicabilidad	Estación de más expresión de la población.	Ejemplo estación de verano para la zona semiárida y subhúmeda
Información	Elegir mediciones de variables forzantes del sistema.	Importancia de recopilar la información del sector, contar con buena base de dato. Es necesario la determinación de variables físico químicas que dan cuenta del funcionamiento del sistema y que reflejen presiones antrópicas del sistema. Contar con un buen diagnóstico ambiental.
Costo	Económico	Instrumentos son económicos, el tiempo de análisis es considerable pero disminuye con un mayor entrenamiento.

Fuente: Elaboración propia

#### **10.4.4 Procedimiento para levantar información**

Se deberán aplicar monitoreos sistemáticos considerando la variabilidad temporal para dar cumplimiento a los Planes de Vigilancia Ambiental instrumento operativo de la NSCA. Una vez conocida la dinámica temporal basada en la fluctuación hidrológica de la zona semiárida, sería posible reducir la frecuencia de monitoreo a una frecuencia anual donde se pueda extraer la mayor información de lesos sistemas fluviales, como por ejemplo en época de primavera tardía-verano, bajo el supuesto que la biota refleja los cambios acumulativos del sistema.

Se elaboró una propuesta de Protocolo para el desarrollo del monitoreo, etapa clave de la bioindicación. Fue aplicado este Protocolo en la primera campaña de primavera, posteriormente fue mejorado y ajustado para volver a usarlo para la segunda campaña de verano, bajo condiciones diferentes hidrológicas.

Se recomienda el uso de Ch SIGNAL para la evaluación de la calidad del agua y en el Protocolo se indica como aplicarlo para ríos de la zona semiárida y condiciones recomendables.

### **10.5. CONCLUSIONES PROFESIONALES PARA LA GESTIÓN HÍDRICA**

#### **10.5.1 Aportes de la metodología para la gestión hídrica**

La actividad de la cuenca se ve reflejada en los ríos, y para Maximizar beneficios ambientales, sociales y económicos se necesitan sistemas fluviales en un buen estado ecológico para mantener los servicios ecosistémicos, donde la metodología de evaluación integral aporta a la evaluación del recurso información crucial para su planificación.

El instrumento operativo de la NSCA es el Programa de Vigilancia Ambiental, y la metodología integral es una opción en términos de la información generada integral, costos, facilidad de aplicación, sencilla de interpretar a través de mapas de calidad agua y permite prever cambios del sistema fluvial.

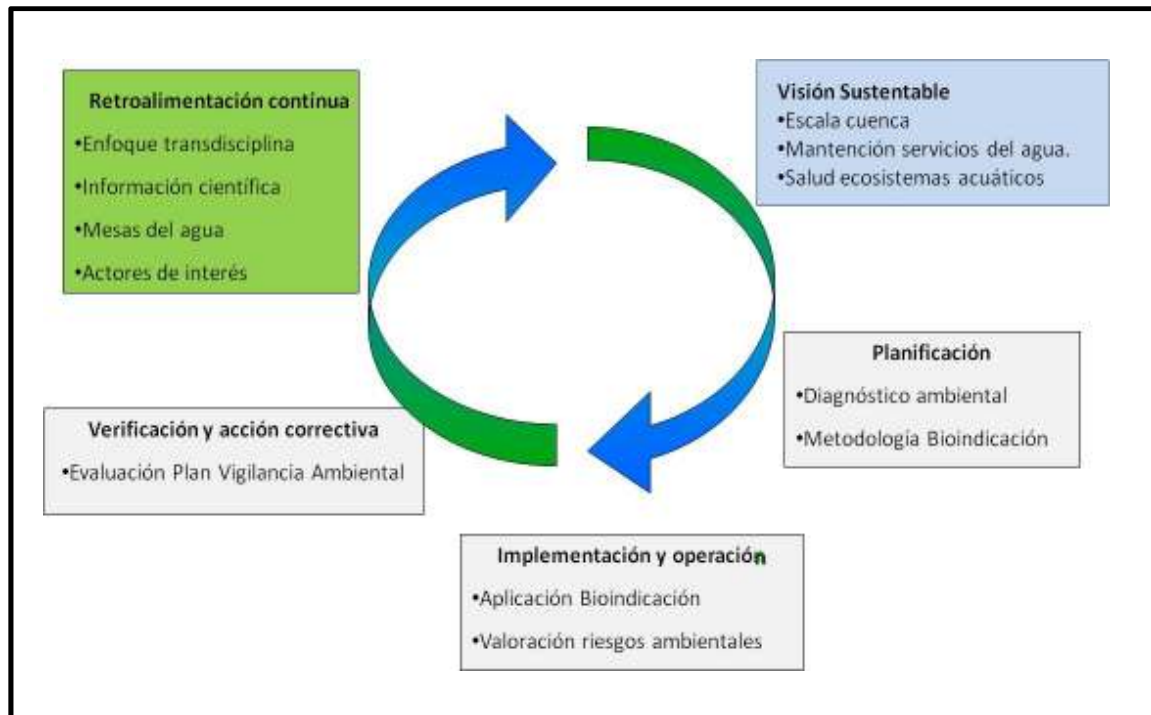
La capacidad preventiva de los bioindicadores permite proporcionar a la autoridad competente y a los actores de interés información sobre la calidad ambiental del

recurso, y establecer e implementar medidas correctivas o modificaciones de otras ya existentes, para mantener y proteger las funciones de los ecosistemas acuáticos, y conservar los múltiples usos del agua bajo los objetivos de la NSCA que corresponda a cada cuenca.

#### **10.5.2 Modelo de gestión hídrica**

De acuerdo a los resultados se puede proponer que la escala de planificación para la gestión hídrica debe ser la cuenca, donde sus actividades se ven reflejadas en los sistemas fluviales que la componen. El uso de la Bioindicación para la evaluación de la calidad de agua requiere de la definición del sistema ambiental, para contextualizar y direccionar un buen diagnóstico ambiental. El método de bioindicación se implementa a través del Programa de Vigilancia Ambiental, el cual se estipula sea revisado en un período a definir. Esto asegura el mejoramiento continuo del modelo, y así aplicar las características del manejo adaptativo, el “aprender haciendo” propio de los sistemas ambientales en continuo cambio y complejos en organización. Para su ajuste continuo se deben establecer mecanismos para una buena toma de decisiones, como lo es la actualización del método incorporando la información científica generada y la participación de actores de interés bajo el enfoque de transdisciplina. Estos actores de interés podrán estar organizados en mesas del agua, que junto a servicios públicos definirán el sistema ambiental para la gestión hídrica, acorde con la planificación regional, bajo el resguardo de los servicios ecosistémicos para el desarrollo potencial de la cuenca bajo la visión del modelo de desarrollo sustentable.

Figura 91. Modelo de gestión hídrica



Fuente: Elaboración propia

## 10.6. CONCLUSIONES ÉTICAS

La ética puede definirse como la ciencia normativa de la rectitud de los actos humanos, y el objeto es el “bien” (Nelson, 1988), por lo que se juzga a través de sus acciones. La comunidad internacional ha adoptado los principios de Dublin-Río como guía para la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (Solanes & Getches, 1998), sobre los cuales debe accionar. Entre los principios básicos establecidos se destacan los siguientes:

- el agua es un recurso vulnerable y finito
- la protección de la sustentabilidad ecológica
- el desarrollo y gestión deben estar basados en un enfoque participativo
- la adaptación a los ideales sociales y posibilidades económicas regionales

El recurso hídrico se ha reconocido clave para el desarrollo de la IV Región donde se inserta la cuenca del Río Limarí, más aún cuando está en riesgo por escasez en cantidad, como en calidad, pues gran parte de sus ríos están afectados por contaminación antrópica. La IV Región, pretende ser una potencia agroalimentaria al



año 2015 de acuerdo al desarrollo de su estrategia regional. Esto significa la necesidad urgente de una gestión integrada para el uso eficiente del recurso. En este contexto los aportes de esta tesis fueron los siguientes:

La tesis aporta una metodología de bioindicación que requiere de monitoreos integrados y con los datos se genera información del estado ecológico del sistema, desde el nivel descriptivo a funcional. El buen estado ecológico evalúa la salud de los ecosistemas acuáticos para el resguardo de los servicios ecosistémicos y el desarrollo de la cuenca. La biota refleja cambios acumulativos del sistema siendo útil como bioindicador y los resultados poseen un menor grado de incertidumbre, al incorporar la variable temporal. Con esto se permite una mejor planificación del recurso, y una gestión preventiva.

Se debe definir el sistema ambiental, que incorpora los objetivos regionales junto a los actores de interés, recogiendo las observaciones de los diversos sectores bajo una metodología “bottom up”, para una planificación exitosa en vías a una gestión más equilibrada incorporando los intereses sociales. Vincular la gestión hídrica con la gestión territorial de una manera sistémica, considerando los usos de la cuenca.

### **Consenso del Modelo propuesto de bioindicación**

La participación de los actores de interés en el recurso hídrico fue importante para consensuar el modelo propuesto de bioindicación. Este modelo fue ampliamente difundido y discutido en diversos eventos que se indican en la Tabla 110, en las diferentes etapas de su desarrollo, considerando los principios del enfoque ecosistémico en términos de la participación ciudadana y manejo adaptativo. Acorde con el enfoque de transdisciplina la participación de diversos actores de interés fue relevante para la discusión del modelo, reflejado en el rol de los participantes a los eventos, estos fueron al menos los siguientes: gestores del recurso, servicios públicos, privados, profesores y alumnos de colegios regionales, académicos nacionales e internacionales, seminarios de discusión regional, Jornadas científicas, entre otros.

Tabla 110: Descripción de actividades de difusión.

Año	Actividad	Participantes /Asistentes	Comentario
2009-2010	Reuniones periódicas, Santiago, Chile.	Contraparte técnica del proyecto, Departamento de Protección y Conservación de Recursos Hídricos, DGA del Ministerio de Obras Públicas.	Exposición avances del proyecto periódicamente.
		Servicios públicos relacionados con gestión recurso hídrico.	Exposición del modelo conceptual.
	Seminario internacional: INIA-CORFO-CEAZA, Chile.	Gestionadores del recurso hídrico, privados, actores de interés e investigadores Universidades locales de la IV región y de Argentina y Francia.	Exposición "Calidad del Recurso Hídrico y Biodiversidad", y modelo conceptual.
	Seminario "Gestión del recurso hídrico" CENMA, Santiago, Chile.	Dr. Narcis Prat. Depto. de Ecología, Universidad de Barcelona, España. Servicios públicos del país relacionados con la Gestión Hídrica. Académicos del Universidades locales. Sector privado y público.	Exposición de resultados preliminares.
	Jornada de Sensibilización de "Calidad del Agua", Aguas de Ramón, Chile.	Dirigido a Colegio Valle Hermoso, Peñalolén, con certificación ambiental otorgado por CONAMA. Participa Depto. Protección y Conservación Recursos Hídricos y Depto. Educación, DGA; y Cenma	Actividad teórico-práctica. Se entregó material didáctico.
	Taller de capacitación "Uso de Bioindicadores", dictado por el Dr. Narcis Prat.	a) Profesionales de los Servicios públicos del país relacionados con la Gestión Hídrica. b) Alumnos de Universidades chilenas. U. de Chile y UMCE.	Uso de material biológico del proyecto. Se organizó el Taller en CENMA.
2010-2011	Proyecto Ministerio Medio Ambiente,	Proyecto de SEREMI IV: aportó para mejorar el Plan Vigilancia Ambiental realizado, para futuras NSCA.	Desarrollo de propuesta Plan de Vigilancia ambiental.
	Jornada Sociedad Limnología de Chile, 2010	Exposición Calidad de agua superficial de un sistema lótico regulado". Ximena Molina (relatora)	Exposición parcial de resultados del proyecto.
	Reuniones periódicas, con MMA, Chile	Discusión de procedimientos para Protocolo de bentos con investigadores y -autores del protocolo.	Participación en elaboración del Protocolo de bentos como autora.
	Seremi IV región. MMA.	Exposición de resultados del proyecto.	Propuesta Plan de Vigilancia Ambiental para Limarí.

CONAMA comisión nacional del medio ambiente; MMA ministerio del medio ambiente; DGA dirección nacional de aguas; CENMA centro nacional del medio ambiente.

## 10.7. BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA

- Agenda 21 (1992). Programa 21, Naciones Unidas.
- Armitage, P.D., I. Pardo & A. Brown (1995). Temporal constancy of faunal assemblages in "mesohabitats". Application to management?. Arch. Hydrobiol, 133, 367-387.
- Asociación mundial para el Agua (GWP), (2008). Principios de gestión integrada de los recursos hídricos. Bases para el desarrollo de planes nacionales. Escrito por V. Pochat.
- Beck, Ulrich (1993). De la sociedad industrial a la sociedad del riesgo. Revista de Occidente N° 151, 19-40.
- Bonada N., N. Prat, A. Munné, M. Rieradevall & J. Alba-Tercedor (2002). Criterios para la selección de condiciones de referencia en los ríos mediterráneos. Resultados del proyecto GUADALMED. Limnética 21:99-114.
- Bonada N., N. Prat, V. H. Resh, & B. Statzner (2006). Developments in Aquatic Insect Biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches. Annu. Rev. Entomol. 2006. 51:495-523.
- Bello C.L. & J. Alba-Tercedor. (2004). Efecto de la regulación de la cabecera del río Genil (Sierra Nevada, España) sobre la comunidad de macroinvertebrados acuáticos y la dieta larvaria de *Rhyacophila nevada* (Insecta: Trichoptera). Limnética 23 (3-4):361-370.
- Dirección general de Aguas (DGA, 2005). "Objetivos y Alcances de la Reforma del Código de Aguas de Chile". Conferencia Internacional CEPAL, DGA y GWP.
- DMA 2000/60/CE del Parlamento Europeo y el Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de las aguas. Diario Oficial de la Comunidad Europea. L 327 de 22 de diciembre de 2000: 72 pp.
- CONAMA (2006). ESTUDIO DE LA VARIABILIDAD CLIMÁTICA EN CHILE PARA EL SIGLO XXI *INFORME FINAL*. Realizado por el Departamento de Geofísica, Facultad de Ciencias. Físicas y Matemáticas, Universidad de Chile. 1-71.
- CONAMA (2007). Anteproyecto Norma Secundaria de calidad ambiental para la protección de las aguas continentales superficiales de la Cuenca del Río Limarí.
- Decreto Supremo N° 90/2001 del MINSEGPRES. Norma de Emisión para la Regulación de Contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales
- DGA (Dirección General de Aguas, 1999). Política nacional de recursos hídricos. DGA, MOP, Santiago, Chile.

- DMA 2000/60/CE del Parlamento Europeo y el Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de las aguas. Diario Oficial de la Comunidad Europea. L 327 de 22 de diciembre de 2000: 72 pp.
- Dourojeanni Axel, Andrei Jouravlev & Guillermo Chávez (2002). Gestión del agua a nivel de cuencas: teoría y práctica. Serie 47, División de Recursos Naturales e Infraestructura. Naciones Unidas CEPAL-ECLAC. 83 pp.
- Figueroa R. (1999). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos de calidad de agua, Río Damas, Osorno, X Región de Los Lagos, Chile. Tesis para optar al Magister en Ciencias mención Zoología. U. de Concepción. Concepción, Chile. 105 pp.
- Figueroa R., Valdovinos C., Araya E. & Parra O. (2003). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua de ríos del sur de Chile. Rev. Chil. Hist. Nat. 76 (2): 275-285.
- Figueroa R., Valdovinos C., Araya E. & Parra O. (2007). Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río mediterráneo de Chile: río Chillan, VIII Región. Revista Chilena de Historia Natural 80: 225-242.
- GORE, 2011. Estrategia regional de desarrollo. Región de Coquimbo al 2020. 98 pp.
- Hellawell, J. M. (1986). Biological indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management. Elsevier Applied Science. New York. 546 pp.
- Hilsenhoff, W. (1988). Rapid field assessment of organic pollution with a family level biotic index. Journal of the North American Benthological Society 7: 65-68.
- Ley 19.300 (1994). Ley de Bases del Medio Ambiente. 44 pp.
- Ley 24018 Ley que crea el Ministerio, el Servicio de Evaluación Ambiental y la Superintendencia del Medio Ambiente.
- Likens, G. (1991). Human accelerated environmental change. BioScience 41:130.
- Lopez de Casenave, J. Marone., P.A. Camus & F. Jaksic (2007). Escalas. Cap.12 en Ecología de Comunidades, 2 ed. Jaksic & marone. Ed. U. Católica de Chile 323 pp.
- Molina X. & I. Vila (2006). Calidad de Agua en "Manual de la Evaluación de la Calidad del Agua" Molina y Vila (eds). CENMA, SAG, U. de Chile. pág. 1-3.
- Molina X., C. Carvacho, F. Encina, V. Gonzalez & X. Rodriguez (2010). Calidad de agua superficial de un sistema lótico regulado. POCH S.A., CENMA, U. Chile y U. Temuco. VII Congreso de la Sociedad de Limnología de Chile. Villarrica, Chile.

- Munné A. & N. Prat (2009). Use of macroinvertebrate-based multimetric indices for water quality evaluation in Spanish mediterranean rivers. An intercalibration approach with the IBMWP index. *Hydrobiología*. 628:203-225.
- Munné A. & N. Prat (2005). La Diagnósis y mejora de los ecosistemas fluviales mediante la Directiva Marco del Agua.
- Naiman R.J., H. Décamps & M.E. McClain (2005). Riparia Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities. Elsevier Academic Press.
- Naveh Zev (2000). What is holistic landscape ecology? A conceptual introduction. *Landscape and Urban Planning* 50: 7±26.
- Nelson L. (1988). *Ética Crítica*. Editorial Sudamericana S.A. Buenos Aires, Argentina.
- Niemeyer H. & P. Cereceda (1984). Geografía de Chile. Tomo VIII Hidrografía. Instituto Geográfico Militar. 320 pp.
- Objetivos de Desarrollo del Milenio (2007). Naciones Unidas, Objetivo 7. Nueva Cork.
- OECD (2005). Evaluaciones del desempeño ambiental CHILE. Nac. Unidas, CEPAL. 246 pp.
- Palau Ybars A. (2006). Integrated environmental management of current reservoirs and regulated rivers. *Limnética*. 25: 1-2: 287-302.
- Piet F., M. Verdonschot & O. Moog (2006). Tools for assessing European streams with macroinvertebrates major results and conclusions from the STAR project. *Hydrobiología* 566: 299-309.
- Poff, N.L Y Allan, J.D. (1997). The Natural Flow Regime. *Bioscience*. Vol.47, 11, 769-785 pp.
- Prat N., B.Ríos., R.Acosta & M. Rieradewall (2009). Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En Domínguez & Fernandez (eds). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos*.
- Piet F., M. Verdonschot & O. Moog (2006). Tools for assessing European streams with macroinvertebrates major results and conclusions from the STAR project. *Hydrobiología* 566: 299-309.
- Prat N., M.Rieradevall & P.Fortuño. (2012). Metodología F.E.M. para la evaluación del Estado Ecológico de los ríos Mediterráneos. *Freshwater Ecology Management Research Group*. Dep . d'Ecología Universitat de Barcelona. 44 pp.
- Roldán, G. (2003). Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Ed. U.Antioquia. 170 pp.
- Rosemberg D.M. & Resh V.H. (1996). Use of aquatic insects in biomonitoring. In: *Aquatic Insects of North American*, Ed. By R. W. Merritt y K. W. Cummins. Third Ed. Dubuque, Iowa, Kendal/Hunt Publishing. Company.

- Sabando M.C. (2004) Análisis funcional de las comunidades bentónicas en un tramo altitudinal de Río Clarillo (Pirque). Tesis para optar al grado de Licenciado en Biología. U. Metropolitana de Ciencias de la Educación. Santiago, Chile.
- Solanes M. & Getches D. (1998). Prácticas recomendables para la elaboración de leyes y regulaciones relacionadas con el recurso hídrico. Informe de Buenas Prácticas. Banco Interamericano de Desarrollo, Washington, D.C., Informe ENV-127.
- Towsend C.R. & A.G. Hidrew (1994). Species traits in relation to habitat templet for river systems. *Freshwater Biology*. 31:265-275.
- UICN (2006). La Aplicación del Enfoque Ecosistémico en la Gestión de los Recursos Hídricos. Un análisis de estudios de caso en América Latina. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y de los Recursos Naturales. Guerrero E., Otto de Keizer, Rocío Córdoba Guerrero E., Otto de Keizer, Rocío Córdoba. 78 pp.
- Usunoff E. (2002). Ética de la gestión integrada de los recursos hídricos. En *Groundwater and Human Development*. Bocanegra, Martinez & Massone (Eds). 114-122 pp.
- Valdovinos (2006) Estado de conocimiento de los gastrópodos dulceacuícola de Chile. *Gayana* 70 (1): 88-95.
- Valdovinos C., J. Stuardo & J.Arenas. (1992) Estructura comunitaria del macrozoobentos de la zona de transición rítrón-potamón del río Bío Bío. VIII región. Programa EULA. Proyecto Fondecyt 92-0202 e Industrial y Forestal Santa Fe, Chile.
- Vila, I. (2006). Introducción. En "Macrófitas y vertebrados de los sistemas límnicos de Chile. Vila, Veloso, Schlatter & Ramirez (eds). Editorial Universitaria. 11-12 pp.
- Wellnitz T.A., Poff N.L. & Cosyleo'n & Steury B. (2001). Current velocity and spatial scale as determinants of the distribution and abundance of two rheophilic herbivorous insects. *Landscape Ecology*, 16, 111–120.
- Wiens, J.A. (2002). Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology* 47, 501–515.
- Wu, J., & R. Hobbs (2007). *Landscape ecology: The-state-of-the-science*. Pages 271-287 in J. Wu and R. Hobbs, editors. *Key Topics in Landscape Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

#### **Páginas web**

- USEPA(a) 2003. Bioassessment and Biocriterio.  
<http://www.epa.gov/waterscience/biocriteria/glossary.html>.



**CAPÍTULO XI**  
**ANEXO**  
**PROTOCOLO DE MUESTREO**  
**DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS**





## 1. INTRODUCCIÓN A LA BIOINDICACIÓN

El creciente interés por conocer, proteger y estudiar la dinámica de los ecosistemas fluviales, ha incentivado el desarrollo de criterios biológicos que permitan estimar el efecto de las intervenciones humanas en ellos (Norris & Hawkins 2000). La evaluación de la calidad del agua mediante el uso de bioindicadores se fundamenta en la capacidad natural que posee la biota de responder a los efectos de perturbaciones eventuales o permanentes. En términos generales se puede decir que la biota acuática experimenta cambios de estructura y funcionamiento frente a modificaciones de las condiciones ambientales de su hábitat natural. Es así posible usar algunas características o propiedades estructurales y funcionales de los diferentes niveles de organización biológica para evaluar en forma comparativa el estado de la biota acuática, cuya condición es reflejo del estado ecológico del cuerpo de agua (Segnini 2003). Basado en este concepto se desarrolla el empleo de bioindicadores como un método para medir la calidad del agua, siendo relevante la elección del organismo indicador o bioindicador que se asocia al tipo de contaminación (De la Lanza et al. 2000). Rosenberg y Resh (1993) han definido el concepto de **especie indicadora**, como: *“especie (o conjunto de especies) que tienen un particular requerimiento en relación de variables físicas o químicas, tales que los cambios en la presencia/ausencia, número, morfología o de comportamiento de esas especies indican que las variables físicas o químicas consideradas, están por fuera de los límites acostumbrados o normales”*.

La inclusión de indicadores biológicos para la elaboración de normas secundarias de calidad, da cuenta de la necesidad de incorporar criterios biológicos en la evaluación de la calidad del agua, la cual puede ser estimada mediante el estado ecológico de los ríos (Roldán, 2003). La biota presente en un lugar y tiempo determinado, refleja las interrelaciones que se establecen entre la física, la química y la biología en el sistema, así como las dinámicas de éstas en el tiempo (Yoder, 1995). Bajo esta perspectiva, a nivel internacional, se ha comenzado a utilizar el concepto de “integridad ecológica”, definida como “la capacidad de los ecosistemas acuáticos para sustentar y mantener un balance integrado, una comunidad adaptada de organismos con una composición de especies, diversidad y organización funcional comparable a los hábitat naturales de la región respectiva” (Karr y Dudley 1981). Este concepto, que tiene como meta la protección y restauración de los ecosistemas acuáticos continentales, ya ha sido considerado para implementar un programas de monitoreo para la evaluación de calidad del agua (Wayne, 1995; Bonada y col, 2002).

## 2. USOS Y VENTAJAS DE LOS MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS COMO BIOINDICADOR

Estudios a nivel mundial, han demostrado que los macroinvertebrados bentónicos poseen innumerables ventajas para evaluar la calidad del agua por sobre otros grupos biológicos, como zooplancton, peces y perifiton (Hellowell, 1986; Rosenberg y Resh 1993). Por lo cual distintos autores consideran que actualmente el uso de los macroinvertebrados bentónicos es la mejor alternativa metodológica para detectar modificaciones tempranas y/o de origen difuso que se producen en los ecosistemas acuáticos (Cairns & Pratt 1993, Resh & Jackson 1993, Rosemberg & Resh 1993, Barbour et al. 1999, Karr & Chu 1999, Roldán 2003). Los macroinvertebrados (*macro* = grande; *bentos* = fondo) son organismos de tamaño mayor a 500  $\mu\text{m}$  y están representado en ambientes lóticos por insectos en estado de larva, ninfa, pupa o adultos y por otros invertebrados tales como oligoquetos, crustáceos, moluscos, nemátodos y arácnidos. Todos ellos han sido ampliamente usados como indicadores de la calidad de agua debido a que pueden revelar cambios en su ambiente (Figueroa 2003). Estos son organismos que se encuentran adheridos a diversos sustratos sumergidos (naturales o artificiales) en el fondo y ribera de los ríos y arroyos. Se distribuyen en diferentes hábitats o parches que se generan como producto del movimiento lateral y longitudinal y del aporte orgánico alóctono (Guevara-Cardona et al. 2006). Su distribución y abundancia en el sistema acuático depende de características tales como: i) restricciones fisiológicas relativas a la temperatura, oxígeno disuelto y salinidad del medio, ii) disponibilidad de alimento y sustrato, iii) condiciones hidrológicas del río tales como velocidad y caudal, y iv) adaptaciones y forma de vida de los organismos, como son por ejemplo, movilidad y tasa de colonización de las especies (Wetzel 2001).

Entre las características que hacen que los macroinvertebrados bentónicos sean buenos bioindicadores, destacan:

- a) abundancia, de amplia distribución y fáciles de recolectar. Se encuentran prácticamente en todos los sistemas acuáticos, por lo que favorecen los estudios comparativos.
- b) naturaleza relativamente sedentaria, la que permite un análisis espacial de los efectos de las perturbaciones en el ambiente.
- c) técnicas de muestreo cuantitativas y cualitativas las que pueden ser realizadas con equipos simples y de bajo costo.
- d) relativamente fáciles de identificar (Nivel taxonómico de Familia).
- e) proporcionan información para integrar efectos acumulativos.

- f) responden rápidamente a los tensores ambientales.
- g) baja variabilidad genética y ecológica.
- h) existen numerosos métodos para el análisis de datos, incluyendo índices bióticos y de diversidad, los cuales han sido ampliamente utilizados en biomonitoreos a nivel comunitario, validados en diferentes ríos del mundo.

Otra ventaja importante de este grupo es la de poder detectar perturbaciones en el tiempo. Estos organismos requieren de un tiempo mínimo de recolonización próximo al mes, y a veces más, por lo que los efectos de una alteración en el entorno pueden detectarse varias semanas e incluso meses después de que ésta se produzca (Alba-Tercedor, 1996). Así, el control biológico proporciona una visión retrospectiva, constituyendo una herramienta útil para la elaboración de criterios preventivos

### **3. MÉTODOS DE EVALUACIÓN PARA RÍOS**

#### **3.1. Índices de Diversidad**

En la década de los años 60, se comenzaron a utilizar índices de diversidad biológica como medida de perturbaciones ambientales de diferentes tipos (Washington, 1984). La premisa ecológica que sostiene este postulado es que la estabilidad de una comunidad se ve incrementada con su complejidad (Lampert y Sommer 1997). Se postula que una comunidad natural no intervenida, presenta una gran diversidad de especies, bajo número de individuos por especie y abundancias de valores similares (alta equitatividad), mientras que una comunidad sometida bajo presión antropogénica y/o stress natural, presenta un bajo número de especies y un gran número de individuos por especie (baja equitatividad) (Roldán, 2003).

La diversidad biológica es función del número de taxones y de la abundancia proporcional de las especies. La diversidad suele disminuir en ambientes alterados como resultado de la disminución del número de taxones y de la diferente distribución de la abundancia. Los índices más utilizados han sido Shannon-Wiever (1963), Simpson (1949) y Margalef (1951), cuya utilidad para la evaluación de la calidad del agua posee una limitación importante, y es que los índices de biodiversidad no toman en cuenta la tolerancia de cada organismo bioindicador (Segnini, 2003).

El uso de estos índices requiere muestreos cuantitativos y, en general se aplican a nivel de especie

### 3.2. Índices Bióticos

Son herramientas de valoración de la calidad, basados en la diferente respuesta de los organismos a las alteraciones del medio (grado de sensibilidad o tolerancia). Estos índices clasifican a los macroinvertebrados bentónicos según su grado de tolerancia a la contaminación orgánica, ordenándolos en una escala numérica determinada. En general presentan dos ventajas importantes: 1) requieren de un bajo nivel taxonómico para la clasificación de los macroinvertebrados bentónicos (Familia) y 2) tienen bajo costo en término de tiempo y dinero, convirtiéndose en una metodología rápida para ser utilizada en la fiscalización y monitoreo ambiental (Roldán, 2003). La mayoría se han elaborado para un área geográfica determinada y posteriormente, se han adaptado a otras zonas adecuando los taxones y los valores de sensibilidad.

**Tabla 1.** Índices bióticos más utilizados en Chile

Índice	Taxón/tipo índice	Ventaja	Referencia (ejemplos)
Ch IBF, Índice de Hilsenhoff (1988) adaptado a ríos mediterráneos	Familia/tipo cuantitativo.	Bajo costo, correlación con alteraciones antropogénicas.	Arenas, 1995. Figuroa <i>et al.</i> , 2003. Weisser, 2003. CENMA- SAG.2006 Molina <i>et al</i> , 2006. Figuroa <i>et al.</i> , 2007.
ChBMWP Índice BMWP modificado para Chile.	Familia/tipo cualitativo.	Cualitativo, correlación con alteraciones antropogénicas	Figuroa <i>et al.</i> , 2007. CENMA- SAG.2006
Ch Signal proviene del BMWP, basado en el método de Armitage <i>et al</i> 1983,	Familia/abundancia considerada factor de peso.	Sensibles a perturbaciones, no se requiere cabal conocimiento de los taxa.	Figuroa <i>et al</i> , 2007

## 4. DIRECTRICES PARA UN PLAN DE VIGILANCIA EN BASE A LOS INVERTEBRADOS BENTÓNICOS

### 4.1. Muestreo –Redes (Surber – D-Net)

Observaciones	Muestreo Cualitativo	Muestreo Cuantitativo
Objetivo	Recolección de la mayor biodiversidad en los diferentes hábitats (bolones, arena, vegetación, ramas, macrófitas, sustratos artificiales) en un área aproximada.	Recolección organismos del bentos en un área determinada de sustrato duro.
Red para muestreo	Red D-net	Red Surber
Apertura de malla	250 µm.	250 µm.
Área de muestreo	Multihábitat, el esfuerzo de muestreo es proporcional a la representatividad del hábitat en la estación de muestreo.	0,09 m <sup>2</sup> ,

### 4.2 Selección de las estaciones de muestreo (control, vigilancia)

#### a) Estaciones de referencia

Se seleccionan estaciones de referencia en los diferentes tipos de ríos, de acuerdo con el análisis de presiones e impactos. Para los embalses (masa fuertemente modificada) se puede adoptar como criterio del buen potencial ecológico, el que no se supere un determinado nivel trófico, que variara en los diferentes tipos de embalses, o que podrá ser específico para un embalse en concreto.

#### b) Control de vigilancia

Deberá estar integrada por suficientes masas de aguas representativas de las condiciones de la demarcación tanto en lo relacionado con su tipología como con las presiones e impactos identificados. Para los embalses no se considera prioritario el análisis de los invertebrados bentónicos ya que los litorales, que serían los mejores indicadores, no se desarrollan a causa de la fluctuación del nivel del agua.

#### c) Control operativo

Debe cubrir todas las masas de aguas identificadas en riesgo de no cumplir los objetivos medioambientales. En los ríos, los macroinvertebrados bentónicos son adecuados para evaluar impactos a corto, medio y largo plazo derivados de la contaminación orgánica, y de presiones hidromorfológicas.

#### **4.3 Periodo de muestreo**

Se recomienda contar con muestreo estacionales para reflejar la temporalidad, no obstante en caso de solo poder efectuarse un muestreo de macroinvertebrados bentónicos al año, este se realizara en periodos de primavera y verano, épocas en las que la comunidad alcanza su máxima diversidad. No obstante la programación de los muestreos se ajustara a las condiciones climáticas específicas de los tipos de ríos.

#### **4.4 Frecuencia de los controles de vigilancia y operativos**

En las primeras etapas de reconocimiento durante los primeros tres años de funcionamiento de la red de control sería deseable una mayor frecuencia de muestreo. En etapas posteriores se recomienda realizar controles de vigilancia cada 3 años.

### **5. PROTOCOLOS GENERALES EN BASE A BENTOS**

#### **5.1 Selección y caracterización de las estaciones de muestreo**

La estación de muestreo comprende un tramo fluvial representativo de la masa de agua a la que pertenece. Se evitara situar la estación de muestreo inmediatamente agua debajo de perturbaciones (hidromorfológicas o fisicoquímicas); para ello se evaluara el alcance de estas.

Es de gran importancia documentar las características de la estación de muestreo, y para ello se describirán los accesos, los impactos antrópicos de la estación de muestreo, y se indicaran las coordenadas geográficas medidas con un GPS. También se recomienda tomar fotografías (aguas arriba y abajo del tramo fluvial, y de detalle del sustrato y macrófitas).

Para la aplicación del índice ChBMWP es muy importante seleccionar un tramo de río que posea todos o la mayor parte de los tipos de hábitats indicados, lo que permitirá recoger la máxima diversidad de organismos.

#### **5.2. Selección de los hábitats**

Los hábitats se definen en base a diferentes combinaciones de profundidad (somero-profundo), velocidad del agua (rápida, mediana, lenta), naturaleza del sustrato (grandes rocas, gravas, arenas y limos) y presencia de vegetación (hidrófilos o helófitos).

### 5.3. Materiales de Terreno

#### Equipos protección personal

- Botas
- Guantes

#### Equipos de muestreo

- GPS
- Red Surber (250  $\mu\text{m}$  y arco de 30  $\text{cm}^2$ )
- Tamiz 250  $\mu\text{m}$
- Frascos de 300cc con tapa y contratapa
- Embudo
- Etiquetas
- Cinta embalaje
- Cajas plástico organizadoras
- Huincha 50 m.
- D-net
- Pissetas
- Balde plástico
- Lápices indelebles
- Bolsas plásticas
- Cinta adhesiva de papel
- Baúl- Neveras
- Preservante, Etanol 96%

#### 5.3.2.1 Procedimiento de muestreo con Red Surber

Aunque este tipo de red es utilizada idealmente en hábitat de bolones, poco profundos (hasta 30 cm) y con flujo de agua, ha sido recomendada para realizar muestreos de tipo cuantitativo en cualquier otro tipo de hábitat.

El muestreo se inicia ubicando el bastidor que contiene la red de forma vertical enfrentando la corriente y a continuación se debe bajar el segundo bastidor quedando de forma horizontal, delimitando un área sobre el sustrato, que es removida con las manos, el tiempo necesario para remover los organismos que ahí se encuentren, si la velocidad del agua no es suficiente, se debe generar con las manos la corriente necesaria para que los organismos queden atrapados en la red.

La toma de muestras se realiza contra la corriente, desde aguas abajo en dirección hacia la naciente del río para evitar intervenir el sustrato a muestrear.

#### 5.3.2.2 Procedimiento de muestreo con D-net

El muestreo contra corriente evita enturbiar el agua y que los macroinvertebrados detecten el movimiento. El muestreo cualitativo se realiza removiendo los sustratos, previamente seleccionados, con la mano y/o pies, colocando la red contra la corriente, aguas abajo, realizando un movimiento oscilatorio de manera que los organismos queden atrapados en la red.

Según el sector muestreado se realizará el barrido, por ejemplo en aquellos sectores de aguas más tranquilas se debe recoger con un movimiento más enérgico para crear la corriente necesaria para que ingresen los organismos a la red, en aguas no tan profundas y con sustrato de piedras y bolones se deben voltear los sustratos removiendo manualmente, a diferencia de sustrato de menor diámetro donde nos podemos ayudar con los pies.



### 5.3.3 Limpieza, Conservación y Etiquetado de las muestras

Al término del muestreo se revisa la red, se retiran los restos de mayor tamaño, procurando revisarlas minuciosamente para que no queden organismos adheridos a ellas.

Si la muestra contiene mucho limo es recomendable realizar varios lavados, previo a fijarla. Las muestras se conservarán en frascos de polietileno con alcohol al 70%. Se recomienda utilizar etanol de mayor graduación si la muestra contiene gran cantidad de material orgánico o agua.

Cada frasco será identificado mediante una etiqueta adhesiva al exterior del frasco y otra en el interior de la muestra, utilizar lápiz grafito.

Ambas etiquetas contendrán la siguiente información:

Nombre de la cuenca:
Nombre del río:
Método de muestreo:
Red:
Código de estación de muestreo:
Coordenadas geográficas de la estación:
Encargado:
Fecha:
Conservante:

## 5.4 Trabajo en laboratorio

### 5.4.1 Materiales laboratorio

Equipos protección personal

- Guantes
- Fregadero
- Cápsulas de Petri
- Eppendorf
- Lápices indelebles
- Papel absorbente
- Mascarilla
- Tamiz de 250  $\mu\text{m}$
- Pinzas entomológicas
- Viales de vidrio
- Etiquetas

#### Materiales de identificación y recuento

- Lupa • Claves de identificación
- Matriz de identificación y recuento

#### Conservantes

- Etanol 95%

### 5.4.2 Tratamiento de la muestra en el laboratorio

La muestra se procesa en el laboratorio siguiendo el siguiente procedimiento:

1. Vaciar el contenido de las muestras en un tamiz de 250  $\mu\text{m}$  de apertura de malla y lavar con abundante agua para eliminar restos de etanol y materia que haya quedado en la muestra, que impida el reconocimiento de los organismos.
2. Extraer restos vegetales o piedras que hayan quedado después de la limpieza en campo, procurando que no tengan organismos adheridos para evitar la pérdida de material.
3. Homogeneizar la muestra en la bandeja para repartir la muestra entre diferentes placas de petri.
4. Extraer los restos vegetales y pequeñas piedras que hubiesen quedado después de la limpieza previa en el campo (cuidar de que no tengan macroinvertebrados adheridos).
5. Separar e identificar hasta familia todos los taxones diferentes existentes en la muestra.
6. A) Si el recuento es del muestreo cuantitativo se deben tratar las réplicas por separado..
- 8 B) Si la muestra corresponde al muestreo semicuantitativo, debe capturar toda la diversidad posible y proceder al recuento ( $N^{\circ}$  individuos) de los primeros 200 individuos recogidos al azar (criterio Guadalmend, Bonada *et al.*, 2002). Los resultados de los recuentos constituyen una estima de la abundancia relativa de los macroinvertebrados en la muestra.

## 6. IDENTIFICACIÓN DE LOS INVERTEBRADOS BENTÓNICOS

La identificación de los organismos será hasta nivel de familia o grupo taxonómico, según los requerimientos del índice a utilizar. Para ello se utilizarán las claves taxonómicas elaboradas para la región por: Domínguez, 2009, Sabando & Peñaloza, 2006, entre otras.

## 7. CONTROL DE CALIDAD

El muestreo e identificación de los invertebrados bentónicos como elementos de calidad debe realizarse siguiendo procedimientos estandarizados y con sistemas de control de la calidad. Asimismo la correcta identificación de los invertebrados bentónicos a nivel de familia, género o especie es un aspecto de gran importancia.

### 7.1. Directrices para el control de la calidad en la toma de muestras y conservación de las muestras

<b>Objetivo:</b> Realizar el trabajo de campo y evaluaciones según los procedimientos estándar previamente definidos	
<b>Medidas</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>• Preparar una hoja directriz que resuma de forma clara y didáctica las tareas y procedimientos a desarrollar en el trabajo de campo.</li><li>• Documentar los trabajos y usar hojas de campo previamente preparadas en las que se pueda incluir:<ul style="list-style-type: none"><li>- La localización de la estación de muestreo.</li><li>- Datos para la caracterización hidromorfológica y fisicoquímica.</li><li>- Características del muestreo de invertebrados realizado.</li><li>- Especies identificadas no incluidas en la muestra.</li><li>- Aspectos de interés</li></ul></li><li>• Aportar documentación fotográfica de las estaciones fluviales. La comparación de fotos realizadas en diferentes años será de gran ayuda para la identificación de las tendencias.</li></ul>
<b>Objetivo:</b> Asegurar la correcta identificación de los taxones	
<b>Medidas</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>• Contar con personal entrenado para la identificación y manipulación de macroinvertebrados bentónicos.</li><li>• Conservar a los individuos por estación de muestreo en frascos con alcohol etiquetados para su posterior comprobación .</li></ul>
<b>Objetivo:</b> Asegurar la correcta identificación de las muestras en el campo	
<b>Medidas</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>• Etiquetar el frasco en el exterior, e incluir etiquetas con la</li></ul>

	<p>misma información en el interior del mismo. Se indicaran los códigos del proyecto, de la estación y de la muestra (si se toma más de una): el nombre del río y su localización; la fecha, el nombre del recolector; y el conservante utilizado.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Completar la cadena de custodia que acompañe las muestras al laboratorio.</li> </ul>
--	--

## 7.2. Directrices para el control de la calidad en el laboratorio

<b>Objetivo:</b> Asegurar la correcta identificación de los diferentes taxones (familias, géneros o especies, según el caso)	
<b>Medidas</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Contar con técnicos que posean formación. En la actualidad la formación de este personal se realiza en universidades y centro de investigación. Es de vital importancia favorecer la organización de cursos de capacitación que faciliten la formación del personal.</li> <li>• Someter a un control de calidad los resultados obtenidos.</li> <li>• Realizar colecciones de los diferentes taxones recogidos en las estaciones de referencia y estaciones de la red de vigilancia.</li> <li>• Aportar documentación gráfica y fotográfica de los taxones.</li> <li>• Disponer de bibliografía adecuada para el nivel de estudio requerido.</li> </ul>
<b>Objetivo:</b> Correcta manipulación de las muestras y organismos.	
<b>Medidas</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Evitar el deterioro de los organismos manejando la muestra de forma que de reducir la abrasión ,, decantar con suavidad, no dejar secar la muestra).</li> </ul>

## 8. CALCULO DE MÉTRICAS

Pueden calcularse diferentes métricas a partir del número de taxones y sus abundancias. Para un nivel de identificación de familia son aplicables las siguientes métricas: Abundancia total – Abundancia de Plecópteros, Tricópteros etc.

- ✓ Abundancia relativa de grupos taxonómicos individuales y combinados, por ejemplo % EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera)
- ✓ Diversidad / Equitatividad
- ✓ BMWP ;
- ✓ Los resultados obtenidos de los muestreos realizados deberán incluirse en una base de datos.
- ✓ Preservante, Etanol 96%
- ✓ Preservante, Etanol 96%
- ✓ Preservante, Etanol 96%

## 9. BIBLIOGRAFIA ESPECÍFICA

- AGUILERA K (2008) Evaluación de la Calidad del Agua utilizando Macroinvertebrados Bentónicos en la Cuenca hidrográfica del río Choapa, Región de Coquimbo. Seminario de Título de Biólogo con mención en medio ambiente. Facultad de Ciencias, Universidad de Chile, Chile.
- ALBA-TERCEDOR J (1996) Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía 2: 203-213.
- BARBOUR MT, J GERRITSEN, BD SNYDER & JB STRIBLING (1999) Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B 99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- BONADA N, et al. (2002) Intercalibración de la metodología GUADALMED. Selección de un protocolo de muestreo para la determinación del estado ecológico de los ríos mediterráneos. *Limnetica* 21(3-4): 13-33.
- CAIRNS J & J PRATT (1993) A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. Pp. 10- 27 in D. M. Rosemberg y V. H. Resh (eds.): *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman y Hall, New York.
- CARVACHO C (2009) Evaluación Integral de la Calidad del Agua mediante el uso de Bioindicadores en el río Cachapoal. Seminario de Título de Biólogo con mención en medio ambiente. Facultad de Ciencias, Universidad de Chile, Chile.
- CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO (2005) Metodología para el establecimiento del Estado Ecológico según la Directiva Marco del Agua. Protocolos de muestreo y análisis para invertebrados bentónicos.
- DE LA LANZA EG, S HERNÁNDEZ & JL CARVAJAL (2000) Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores). Plaza y Valdés Editores. Instituto de Biología, UNAM. SEMARNAP. México. 633 pp.
- FIGUEROA R (2003) Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua en los ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 275-285.
- GUEVARA-CARDONA G, C JARA, M MERCADO & S ELLIOT (2006) Comparación del macrozoobentos presente en arroyos con diferente tipo de vegetación ribereña en la Reserva Costera valdiviana, sur de Chile. *BENTHOS*.
- HELLAWELL JM (1986) The effects of organic enrichment. En: Hellawell, J.M. (eds.), *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. pp. 155-211. Elsevier applied science publishers, London y New York.

- KARR JR & DR DUDLEY (1981) Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management* 5:55-68.
- KARR JR & EW CHU (1999) *Restoring Life in Running Waters: Better Biological Monitoring*. Island Press Washington, D.C.
- LAMPERT W & U SOMMER (1997) *Limnoecology. The ecology of lakes and streams*. Oxford University Press. New York.
- MOLINA X & I VILA (2006) *Manual de Evaluación de la Calidad del Agua*. SAG, CENMA, Universidad de Chile.
- NORRIS RH & CP HAWKINS (2000) Monitoring river health. *Hydrobiologia* 435: 5-17.
- RESH VH & JK JACKSON (1993) Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. Pp. 195-223 in D. M. Rosemberg y V. H. Resh (eds.): *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman y Hall, New York. N.Y.
- ROLDÁN G (2003) *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia*. Editorial Universidad de Antioquia. 170 pp.
- ROSENBERG D & V RESH (1993) *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman. New York, USA. 488 pp.
- SEGNINI S (2003) El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *ECOTROPICOS* 16(2): 45-63.
- WAYNE SD (1995) Biological assesment and criteria: builing on the Past. En: Wayne S.D. y T. P. Simon (eds.), *Biological assesment and criteria: tools for water resource planning and decision making*. pp 15-29. Lewis Publishers, Florida.
- WASHINGTON HG (1984) Diversity, biotic and similarity indices, a review. *Wat. Res.* 18: 653-94.
- River Ecosystems*. Third Edition. pp 665-730. Academic press, California.
- Yoder CO (1995) Policy issues and management applications of biological criteria. En: Wayne S.D. y Simon T. P. (eds.), *Biological assesment and criteria: Tools for water resource planning and decision making*. pp. 327-345. Lewis Publishers, Florida.

