

Universitat de Lleida

TESI DOCTORAL

Fertilització orgànica i mineral en una rotació farratgera de doble cultiu anual en clima mediterrani humit

Bernat Perramon Ramos

Memòria presentada per optar al grau de Doctor per la Universitat de Lleida
Programa de Doctorat en Ciència i Tecnologia Agrària i Alimentària

Directors

Dra. Àngela D. Bosch Serra

Dr. Francesc Domingo Olivé

Lleida, setembre de 2017

Fertilització orgànica i mineral en una rotació farratgera de doble cultiu anual en clima mediterrani humit

Memòria presentada per

Bernat Perramon Ramos

En satisfacció dels requisits necessaris
per a optar al grau de doctor

Directors

Dra. Àngela D. Bosch Serra

Dr. Francesc Domingo Olivé

Lleida, setembre de 2017

A qui els hi he pres molt temps al llarg d'aquests anys d'estudi,
i que enlloc de retreure-m'ho m'han respòs amb un somriure
que m'ha donat les forces necessàries per arribar fins al final.
És un regal de la vida poder-los tenir al meu costat.

A en Mateu, en Robert i la Mireia.

Agraïments

El treball que hi ha darrera de la tesi doctoral que presento a continuació va més enllà del que es pot llegir o mirar en els capítols que la conformen. Aquest ha estat un exercici de constància que vaig iniciar al emprendre els meus estudis en agricultura i des d'aleshores he continuat amb la meva formació com a enginyer agrònom, amb ànim de seguir aprenent i d'ampliar el meu coneixement. I en aquest punt del camí recullo el fruit d'aquesta tesi doctoral, que espero que sigui profitosa tant per a la comunitat científica com per als agricultors, que són els que amb el seu treball poden posar en valor tot allò que anem obtenint d'una recerca feta amb l'afany d'aportar millores tant a nivell agronòmic com a nivell ambiental.

Sentir gratitud per algú que ens ha ajudat sense esperar res a canvi ens fa més humans i fins i tot millors persones. Però tot i la immensa gratitud que sento envers tota la gent que m'han ajudat i que m'han fet costat en el procés d'elaboració de la tesi doctoral, obviaré l'exercici d'anomenar-les una a una perquè en són tantes que de ben segur me'n deixaria alguna, el que em semblaria una gran injustícia.

Només faré 3 agraïments, llargs però concisos:

- Un agraïment emocional:

a la meva mare, a qui li dec el que sóc i el que deixo de ser, qui m'ha educat amb encerts i amb errors com tot el que fem a la vida, però de ben segur amb més encerts que errors,

i al meu avi, a qui gairebé després de 18 anys de la seva mort segueix sent per a mi un exemple a seguir.

- Un agraïment formatiu:

a en Jaume Boixadera, qui va confiar amb mi tot just després d'acabar la carrera d'enginyeria agrònoma per començar a fer forat en el món laboral, precisament amb un treball de tractament de dades sobre camps experimentals,

a la Rosa Teira, qui em va donar la primera empenta per iniciar aquesta llarga aventura anomenada tesi doctoral,

a en Francesc Domingo, de qui des de ja fa molts anys no he parat d'aprendre al seu costat, i de qui espero seguir aprenent durant molts anys més,

i a l'Àngela Bosch, de qui he trobat una ajuda constant, una implicació excepcional i, sobretot, unes ensenyances que m'han aportat una formació científica que he pogut estendre i desenvolupar en l'estudi que he portat a terme en la tesi doctoral.

- I un agraïment professional:

a les institucions i als seus responsables que varen apostar per tirar endavant amb el camp experimental objecte de la tesi doctoral, i que d'aquesta manera varen i segueixen apostant per la recerca, que ens fa molta falta a nivell de país tant en àmbit agrari com en altres àmbits, perquè cada vegada que ampliem el nostre coneixement obrim nous horitzons i ens adonem que encara ens queda molt per conèixer i per seguir avançant. Les institucions a les que em refereixo són IRTA-Mas Badia, el Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca i Alimentació, el consorci SIGMA i el Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. I en aquest context vull esmentar el més sincer agraïment al director del Parc Natural, en Xevi Puig, i a en Jordi Falgarona, qui malauradament ja no és entre nosaltres, per creure en aquell Pla de fertilització que els hi vaig plantejar ara ja fa molts anys, i en el que es troba emmarcat el camp experimental objecte de la tesi doctoral. I finalment, també vull destacar el suport que he rebut del Departament de Medi Ambient i Ciències del Sòl de la Universitat de Lleida, a on s'emmarca la tesi que he desenvolupat.

Resum

La fertilització dels cultius extensius amb la utilització de materials orgànics és una pràctica habitual en zones amb elevada activitat ramadera i amb disponibilitat d'aquests fertilitzants (fems i purins). Aquesta pràctica és encara més estesa en la fertilització de cultius per aprofitament farratger degut a la seva vinculació amb explotacions ramaderes. A la zona d'estudi, la comarca de la Garrotxa (Catalunya, nord-est d'Espanya), les rotacions de cultius farratgers més habituals inclouen raigràs (*Lolium multiflorum* L.) com a cultiu d'hivern seguit de blat de moro (*Zea mays* L.) com a cultiu d'estiu, o bé civada (*Avena sativa* L.) com a cultiu d'hivern seguit de sorgo (*Sorghum bicolor* L.) com a cultiu d'estiu. En les condicions climàtiques de la zona, sovint aquestes rotacions es poden implantar sense la utilització d'aigua per reg, degut a que les precipitacions són elevades (1000 mm any⁻¹ aprox.) i bastant regulars al llarg de l'any. Aquests sistemes productius són altament demandants de nutrients, el que fa que el paper de la fertilització sigui clau per al bon desenvolupament dels cultius implantats.

L'any 2007 es va establir un camp experimental al Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. En aquest camp es varen alternar de manera successiva les rotacions de cultius farratgers civada-sorgo i raigràs-blat de moro. Es varen avaluar diferents estratègies de fertilització (10 tractaments) basades en l'aplicació de fems de boví i en algunes ocasions també amb aplicació de fertilitzants minerals nitrogenats. El disseny experimental va ser en blocs a l'atzar en 3 repeticions. Per avaluar aquestes estratègies de fertilització es varen determinar de manera continuada diferents paràmetres en el sistema sòl-aigua-cultiu. Els principals paràmetres varen ser les produccions, les extraccions de nutrients, els continguts de nitrogen (N) mineral en el sòl en diferents moments al llarg de l'any i el N mineral lixiviat cap a les aigües subterrànies. El camp experimental es va mantenir durant 6 anys amb aquest maneig, que varen suposar 3 rotacions completes de 2 anys i 4 cultius cadascuna. També es varen determinar els nutrients i els continguts de matèria orgànica en el sòl de cada tractament al finalitzar aquesta etapa a l'any 2013.

L'efecte residual de l'aplicació continuada de fems s'ha mostrat clarament en tots els paràmetres avaluats en l'estudi. En la darrera rotació (anys 5 i 6), quan l'efecte residual es troba en equilibri, aplicant 250 kg N ha⁻¹ any⁻¹ en forma de fems no ha estat necessari complementar amb N mineral per obtenir rendiments màxims (38.1-49.1 Mg matèria seca ha⁻¹ rotació⁻¹). Si la dosi de fems aplicada s'ha ajustat a la normativa vigent (170 kg N ha⁻¹ any⁻¹) el complement mineral (80 kg N ha⁻¹ any⁻¹) ha continuat sent necessari. El rentat de N mineral cap a les aigües subterrànies no ha diferit entre les estratègies de fertilització que inclouen les dosis més baixes de fems (170 i 250 kg N ha⁻¹ any⁻¹) quan aquestes s'han complementat en cada cas amb les dosis de N mineral necessàries per obtenir produccions màximes. En aquests casos el lixiviat ha oscil·lat entre 55 i 77 kg N ha⁻¹ rotació⁻¹ i s'ha concentrat a la tardor quan s'han combinat precipitacions abundants i continguts de N mineral elevats en el sòl. El N mineral disponible procedent de la mineralització de la matèria orgànica del sòl ha estat molt variable entre els anys (46-352 kg N ha⁻¹ any⁻¹) en funció de les condicions climàtiques, i s'ha incrementat quan s'ha aportat una dosi més elevada de fems. Si se superen els 250 kg N ha⁻¹ any⁻¹ en forma de fems, fins a duplicar aquesta dosi, es redueix l'eficiència en la utilització del N, passant de 51.2 a 36.7 kg farratge produït (matèria seca) kg⁻¹ N disponible en la tercera rotació. A més, s'acumula un excés de nutrients en el sòl, particularment de fòsfor (P) que passa de 19 mg kg⁻¹ a l'inici de l'experimentació (2007) a 80 mg kg⁻¹ al finalitzar-la (2013) en els primers 30 cm de sòl.

En el context i en el sistema productiu avaluat, la dosi de 170 kg N ha⁻¹ any⁻¹ amb un complement de N mineral permet obtenir rendiments màxims minimitzant els impactes ambientals per acumulació de nutrients en el sòl o per pèrdua de N. Amb la dosi de 250 kg N ha⁻¹ any⁻¹, a més d'obtenir rendiments elevats minimitzant els impactes ambientals a mig termini (6 anys), es permet una major recirculació de nutrients en un mateix sistema agrari, encara que en aquest cas la tendència a l'acumulació de P en el sòl podria ser limitant a més llarg termini.

Resumen

La fertilización de los cultivos extensivos con la utilización de materiales orgánicos es una práctica habitual en zonas con elevada actividad ganadera y con disponibilidad de estos fertilizantes (estiércoles y purines). Esta práctica es aún más extendida en la fertilización de cultivos para aprovechamiento forrajero debido a su vinculación con explotaciones ganaderas. En la zona de estudio, la comarca de la Garrotxa (Cataluña, noreste de España), las rotaciones de cultivos forrajeros más habituales incluyen raigrás (*Lolium multiflorum* L.) como cultivo de invierno seguido de maíz (*Zea mays* L.) como cultivo de verano, o bien avena (*Avena Sativa* L.) como cultivo de invierno seguido de sorgo (*Sorghum bicolor* L.) como cultivo de verano. Bajo las condiciones climáticas de la zona, a menudo estas rotaciones se pueden implantar sin la utilización de agua por riego, debido a que las precipitaciones son elevadas (1000 mm año⁻¹ aprox.) y bastante regulares a lo largo del año. Estos sistemas productivos son altamente demandantes de nutrientes, lo que implica que el papel de la fertilización sea clave para el buen desarrollo de los cultivos implantados.

En el año 2007 se estableció un campo experimental en el Parque Natural de la Zona Volcánica de la Garrotxa. En la experimentación se alternaron de manera sucesiva las rotaciones de cultivos forrajeros avena-sorgo y raigrás-maíz. Se evaluaron diferentes estrategias de fertilización (10 tratamientos) basadas en la aplicación de estiércol de bovino y en algunas ocasiones también con aplicación de fertilizantes minerales nitrogenados. El diseño experimental fue en bloques al azar en 3 repeticiones. Para evaluar estas estrategias de fertilización se determinaron de manera continuada diferentes parámetros en el sistema suelo-agua-cultivo. Los principales parámetros fueron las producciones, las extracciones de nutrientes, los contenidos de nitrógeno (N) mineral en el suelo en diferentes momentos a lo largo del año y el N mineral lixiviado hacia las aguas subterráneas. El campo experimental se mantuvo durante 6 años con este manejo, lo que supuso 3 rotaciones completas de 2 años y 4 cultivos cada una. También se determinaron los nutrientes y los contenidos de materia orgánica en el suelo de cada tratamiento al finalizar esta etapa en el año 2013.

El efecto residual de la aplicación continuada de estiércol se ha mostrado claramente en todos los parámetros evaluados en el estudio. En la última rotación (años 5 y 6), cuando el efecto residual se encuentra en equilibrio, aplicando 250 kg N ha⁻¹ año⁻¹ en forma de estiércol no ha sido necesario complementar con N mineral para obtener rendimientos máximos (38.1-49.1 Mg materia seca ha⁻¹ rotación⁻¹). Si la dosis de estiércol aplicada se ha ajustado a la normativa vigente (170 kg N ha⁻¹ año⁻¹) el complemento mineral (80 kg N ha⁻¹ año⁻¹) ha continuado siendo necesario. El lavado de N mineral hacia las aguas subterráneas no ha diferido entre las estrategias de fertilización que incluyen las dosis más bajas de estiércol (170 y 250 kg N ha⁻¹ año⁻¹) cuando estas se han complementado con las dosis de N mineral necesarias para obtener producciones máximas. En estos casos el lixiviado ha oscilado entre 55 y 77 kg N ha⁻¹ rotación⁻¹ y se ha concentrado en el otoño cuando se han combinado precipitaciones abundantes y contenidos de N mineral elevados en el suelo. El N mineral disponible procedente de la mineralización de la materia orgánica del suelo ha sido muy variable entre años (46-352 kg N ha⁻¹ año⁻¹) en función de las condiciones climáticas, y se ha incrementado cuando se ha aportado una dosis más elevada de estiércol. Si se superan los 250 kg N ha⁻¹ año⁻¹ en forma de estiércol, hasta duplicar esta dosis, se reduce la eficiencia en la utilización del N, pasando de 51.2 a 36.7 kg forraje producido (materia seca) kg⁻¹ N disponible en la tercera rotación. Además, se acumula un exceso de nutrientes en el suelo, particularmente de fósforo (P) que pasa de 19 mg kg⁻¹ al inicio de la experimentación (2007) a 80 mg kg⁻¹ al finalizarla (2013) en los primeros 30 cm de suelo.

En el contexto y en el sistema productivo evaluado, la dosis de 170 kg N ha⁻¹ año⁻¹ con un complemento de N mineral permite obtener rendimientos máximos minimizando los impactos ambientales por acumulación de nutrientes en el suelo o por pérdida de N. Con la dosis de 250 kg N ha⁻¹ año⁻¹, además de obtener rendimientos elevados minimizando los impactos ambientales a medio plazo (6 años), se permite una mayor recirculación de nutrientes en un mismo sistema agrario, aunque en este caso la tendencia a la acumulación de P en el suelo podría ser limitante a más largo plazo.

Abstract

Fertilization of field crops with organic materials is a common practice in areas with high livestock activity and availability of these fertilizers (manures and slurries). This practice is even more widespread in the fertilization of crops for fodder use, due to their links to livestock farms. In the study area, La Garrotxa (Catalonia, north-eastern Spain), the rotations of forage crops commonly include ryegrass (*Lolium multiflorum* L.) as a winter crop followed by maize (*Zea mays* L.) as a summer crop, or oat (*Avena Sativa* L.) as a winter crop followed by sorghum (*Sorghum bicolor* L.) as a summer crop. With the climatic conditions of the zone, these rotations can often be implemented without the addition of irrigation, since the rainfall is quite high (1000 mm year⁻¹ approx.) and quite regular throughout the year. These productive systems are highly demanding of nutrients, which implies that the fertilization is the key for the successful development of the field crops.

In 2007 an experimental field was set up in La Garrotxa Volcanic Zone Natural Park, where the forage crops rotations oat-sorghum and ryegrass-maize were alternated. Different fertilization strategies (10 treatments) based on the application of cattle manure and also in some cases with applications of N mineral fertilizers were evaluated, using an experimental design of randomized blocks in 3 replicates. In order to evaluate these fertilization strategies, different parameters were determined at frequent intervals in the soil-water-crop system. The main parameters were yield, nutrients extraction, content of mineral nitrogen (N) in the soil at different moments throughout the year and mineral N leached towards the groundwater. The experimental field was maintained for 6 years with this management, which involved 3 complete rotations of 2 years and 4 crops in each one. The nutrients and the contents of organic matter in the soil for each treatment were also determined at the end of this stage in the year 2013.

The residual effect of the continued application of manure was clearly shown in all the evaluated parameters in the study. In the last rotation (years 5 and 6), when the residual effect of manuring had reached a steady state, applying 250 kg N ha⁻¹ year⁻¹ in manure form it was not necessary to complement it with mineral N to obtain maximum yields (38.1-49.1 Mg dry matter ha⁻¹ rotation⁻¹). When the applied manure rate was adjusted comply with the current regulations (170 kg N ha⁻¹ year⁻¹) the mineral complement (80 kg N ha⁻¹ year⁻¹) continued to be necessary. Mineral N leached towards the groundwater did not differ between the two lowest manure fertilization strategies (170 and 250 kg N ha⁻¹ year⁻¹) when these were supplemented with the mineral N rates necessary to obtain maximum yields. In these cases, the leachate oscillated between 55 and 77 kg N ha⁻¹ rotation⁻¹, concentrated in the autumn because of abundant rain and high mineral N content in the soil were combined. The availability of mineral N from the mineralization of the organic matter of the soil was very variable between years (46-352 kg N ha⁻¹ year⁻¹) depending on the climatic conditions, and it was increased when a higher rate of manure was applied. If 250 kg N ha⁻¹ year⁻¹ in manure form is exceeded, up to double this rate, then the efficiency in the use of N is reduced, going from 51.2 to 36.7 kg produced forage (dry matter) kg⁻¹ N available in the third rotation. In addition, an excess of nutrients is accumulated in the soil, particularly phosphorus (P), going from 19 mg kg⁻¹ at the start of the experiment (2007) to 80 mg kg⁻¹ when it ended (2013) in the first 30 cm of soil.

In the context and in the productive system assessed, the rate of 170 kg N ha⁻¹ year⁻¹ with a mineral N complement allows obtaining maximum yields while minimizing the environmental impacts for accumulation of nutrients in the soil and for loss of N. With the rate of 250 kg N ha⁻¹ year⁻¹, in addition to obtaining high yields and minimizing environmental impacts in the medium term (6 years), there is a greater recirculation of nutrients in the same agrarian system, although in this case the tendency to accumulate P in the soil could be limiting in the longer term.

Índex

Capítol 1: Introducció i objectius generals	1
1.1. Introducció	3
1.2. Objectius	5
Referències	6
Capítol 2: Organic and mineral fertilization management improvements to a double-annual cropping system under humid Mediterranean conditions	9
Abstract	11
2.1. Introduction	12
2.2. Materials and methods	14
2.2.1. Soil and climate description	14
2.2.2. Crop management	14
2.2.3. Experimental design	15
2.2.4. Manure and fertilizer applications	16
2.2.5. Dry-matter yield, nitrogen concentration of crops, nitrogen uptake by crops	16
2.2.6. Soil N-NO ₃ ⁻ content	17
2.2.7. Statistical analysis	20
2.3. Results	20
2.3.1. Yield	20
2.3.2. Nitrogen uptake	22
2.3.3. Evolution of soil nitrate content	23
2.4. Discussion	26
2.4.1. Yield	26
2.4.2. Nitrogen uptake	26
2.4.3. Evolution of soil nitrate content	27
2.5. Conclusions	27
Acknowledgments	27
References	28
Capítol 3: Organic fertilization in a rainfed double-annual cropping system: implications for nitrogen leaching	31
Abstract	33
3.1. Introduction	34
3.2. Materials and methods	35

3.2.1. Soil and climate description	36
3.2.2. Experimental design	36
3.2.3. Yield and nitrogen uptake	36
3.2.4. Nitrogen leached	38
3.2.5. Soil N-NO ₃ ⁻ content	39
3.2.6. Statistical analysis	39
3.3. Results	45
3.3.1. Yield and nitrogen uptake	45
3.3.2. Nitrogen content in soil solution	45
3.3.3. Nitrogen leached	45
3.3.4. Soil N-NO ₃ ⁻ content	46
3.4. Discussion	47
3.5. Conclusions	48
Acknowledgments	48
References	49
Capítol 4: The efficiency of nitrogen in cattle manures when applied to a double-annual forage cropping system	53
Abstract	55
4.1. Introduction	56
4.2. Materials and methods	57
4.2.1. Site, soil and climate	57
4.2.2. Treatments and experimental design	59
4.2.3. Soil and crop sampling and calculations	59
4.2.4. Nitrogen indexes	60
4.2.5. Statistical analysis	62
4.3. Results	62
4.3.1. Yield	62
4.3.2. Apparent nitrogen recovery (ANR) and Nitrogen fertilizer replacement value (NFRV) of manure fertilization	63
4.3.3. Nitrogen use efficiency (NUE) and Nitrogen agronomic efficiency (NAE)	64
4.3.4. Environmental nitrogen indexes	64
4.4. Discussion	66
Acknowledgements	69
References	69

Capítol 5: Disponibilitat de nutrients en una rotació forrajera de doble cultiu anual amb fertilització orgànica i mineral	73
Resumen	75
5.1. Introducció	76
5.2. Materials i mètodes	77
5.2.1. Suelo y descripción del clima	77
5.2.2. Diseño del experimento	78
5.2.3. Manejo del experimento	79
5.2.4. Determinaciones en campo, laboratorio y cálculos	81
5.2.5. Análisis estadístico	83
5.3. Resultados	83
5.3.1. Producciones	83
5.3.2. Disponibilidad de nitrógeno mineralizado neto en el suelo	85
5.3.3. Balance simplificado de nutrientes N, P y K	86
5.3.4. Materia orgánica, cationes cambiables y micronutrientes (Cu, Zn, Mn) en el suelo al final de la experimentación	89
5.4. Discusión	91
5.4.1. Producciones	91
5.4.2. Disponibilidad de nitrógeno mineralizado neto en el suelo	91
5.4.3. Balance simplificado de nutrientes N, P y K	92
5.4.4. Materia orgánica, cationes cambiables y micronutrientes (Cu, Zn, Mn) en el suelo al final de la experimentación	93
5.5. Conclusiones	94
Agradecimientos	94
Referencias	94
Capítol 6: Discussió i conclusions generals	99
6.1. Discussió	101
6.1.1. Produccions	101
6.1.2. Rentat de nitrogen: impacte ambiental	102
6.1.3. Disponibilitat i dinàmica de nutrients	103
6.1.3.1. Aprofitament del nitrogen procedent dels fems	103
6.1.3.2. Matèria orgànica del sòl i mineralització de nitrogen	104
6.1.3.3. Macro i micronutrients	105
6.1.3.4. Recirculació de nutrients en el sistema agrari	106
6.2. Conclusions	106
Referències	108

Capítol 1: Introducció i objectius generals

1.1. Introducció

L'agricultura és la tècnica de conrear la terra per tal de produir aliments destinats principalment a l'alimentació humana o animal. La sostenibilitat del sistema productiu requereix el manteniment de la fertilitat del sòl i evitar l'impacte sobre altres sistemes externs. En aquest sentit cal vetllar especialment per a la protecció dels sòls, de les aigües i de l'aire, aplicant les tècniques i els coneixements necessaris per tal de gestionar de la manera més eficient possible els recursos disponibles.

L'elevada relació entre la fertilització nitrogenada i l'increment de la producció comporta que, en ocasions, es realitzin pràctiques de sobrefertilització. Tot i l'ampli ventall de problemàtiques ambientals que es poden derivar de la realització d'una incorrecta fertilització, actualment la contaminació de les aigües per nitrats procedents de fonts agràries és la principal problemàtica ambiental d'origen agrari a nivell europeu (Eurostat, 2016) i mundial. A Europa, per fer-hi front es va elaborar la Directiva 91/676/CEE (European Union, 1991) a partir de la qual els estats membres de la Unió Europea han desenvolupat una normativa pròpia amb nombroses disposicions legals. En aquesta transposició de la Directiva 91/676/CEE (European Union, 1991) als ordenaments jurídics estatals (Gobierno de España, 1996) i posteriorment als autonòmics (Generalitat de Catalunya, 2009b) es desenvolupen una sèrie de mesures comunes que són d'obligat compliment, entre les quals destaca la limitació d'aplicar un màxim de $170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ any}^{-1}$ procedents de materials orgànics en les zones designades com a vulnerables per contaminació de nitrats d'origen agrari (Generalitat de Catalunya, 1998; 2004; 2009a; 2015).

Davant del repte de produir minimitzant els impactes ambientals i de manera econòmicament rentable, resulta essencial conèixer les característiques dels materials orgànics que s'utilitzen per a la fertilització. L'origen dels fems, el temps que han estat emmagatzemats i el maneig que se n'ha fet, juntament amb el clima de la zona i el sòl de la parcel·la on s'apliquen són els principals factors que incideixen en el seu valor fertilitzant a curt i a mig-llarg termini (Klausner, 1994).

Els fems contenen majoritàriament N en forma orgànica, el qual es pot mineralitzar i passar a formes minerals. Aquest procés es pot donar fins a uns anys després de la seva aplicació en el sòl. L'altra forma predominant de N en els fems és l'amoniacal. La proporció de cadascuna d'aquestes 2 formes principals de N varia en funció del tipus de fems i de les seves característiques (Havlin et al., 2014).

Si les aplicacions de fems es fan de manera continuada es pot acumular el seu efecte residual fins a arribar a un estat d'equilibri en el que hi ha un aprofitament dels fems aplicats en anys anteriors (Schröder, 2005), i aquest efecte residual que s'explica en base a les sèries decreixents introduïdes per Pratt et al. (1973) ha de ser considerat en qualsevol planificació de fertilització en la que s'utilitzin fertilitzants orgànics (Webb et al., 2000).

Per tal de poder avaluar l'efecte residual de l'aplicació continuada de materials orgànics, i també per evitar que els resultats estiguin condicionats per la situació inicial del sòl i/o per el recent historial de fertilització de la parcel·la es precisen d'experiments de camp amb un plantejament a mig-llarg termini, sobretot si es pretén que els seus resultats i conclusions puguin ser útils per prendre decisions en polítiques agràries i ambientals (Goulding et al., 2000; Schröder, 2005).

En la utilització de materials orgànics com a fertilitzants, pràctiques de fertilització inadequades poden comportar també, a més de problemàtiques ambientals relacionades amb el rentat de N, altres problemàtiques vinculades a diferents nutrients, com és el cas del P (Sims et al., 1998) que tendeix a acumular-se en el sòl quan de manera continuada se n'aporta més del que s'exporta amb els cultius (Eurostat, 2013). També l'aportació de K, extret en quantitats elevades pels cultius, o d'altres micronutrients extrets en menors quantitats, s'ha de fer de manera que no s'acumulin continguts molt elevats en el sòl que comportin impactes ambientals negatius (Benke et al., 2008). I en les situacions més extremes, un mal maneig en la fertilització orgànica pot repercutir en una degradació dels sòls a més llarg termini amb problemàtiques de contaminació de sòls (Porta et al., 2003).

Un darrer aspecte que cal valorar en l'ús de fertilitzants orgànics és l'aportació de matèria orgànica, amb la que es milloren les propietats físiques, químiques i biològiques del sòl. La matèria orgànica del sòl contribueix a millorar-ne l'estructura i la porositat (Yagüe et al., 2016; Domingo et al., 2016) incidint en la capacitat de retenció i en el moviment d'aigua en el sòl. A més, tendeix a incrementar la capacitat d'intercanvi catiònic, aporta N, P i S entre altres elements i en millora la seva disponibilitat i incrementa l'activitat microbiana del sòl (Johnston i Poulton, 2005; Rasool et al., 2008; Edmeades, 2003). D'aquesta manera, es fa evident que quan s'utilitzen materials orgànics en la fertilització cal fer un plantejament que vagi més enllà de l'aportació de N, on es contempli la fertilitat global del sòl amb l'aportació d'altres nutrients i de matèria orgànica. Finalment, cal destacar que els increments de matèria orgànica moderats també incideixen en altres aspectes ambientals positius com en la retenció de N i de C (Bertora et al., 2009).

Per tal d'aprofundir en el coneixement de la utilització dels fems per a la fertilització en cultius extensius es planteja un experiment de camp al Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa (Catalunya, nord-est d'Espanya). En aquesta recerca s'avaluen, durant 6 anys (2007-13), diferents estratègies de fertilització basades en l'aplicació de fems en una rotació de doble cultiu anual per aprofitament farratger. En algunes d'aquestes estratègies s'avalua l'efecte de la fertilització exclusivament amb fems, en d'altres exclusivament amb fertilitzants minerals nitrogenats i en d'altres amb la combinació de fems i de fertilitzants minerals nitrogenats.

El sistema agrari de la zona on es troba ubicat el camp experimental es caracteritza per la presència d'una elevada i diversificada activitat ramadera, amb predomini de les orientacions de boví i porcí, que signifiquen el 75% de la ramaderia de la zona. D'aquesta manera hi ha una elevada disponibilitat de materials orgànics (fems i purins) que s'utilitzen per a la fertilització en cultius extensius (Perramon et al., 2011). Aquesta disponibilitat de fertilitzants orgànics ha de ser considerada com una oportunitat quan es disposa de suficient superfície agrària per a utilitzar-los, especialment en sistemes de doble cultiu anual per aprofitament farratger directament relacionats amb explotacions ramaderes. No obstant això, l'ús de fems i purins es pot millorar mitjançant l'aplicació del coneixement científic dirigit a obtenir, de manera precisa, el seu valor fertilitzant (Schröder, 2005).

El clima de la zona és mediterrani humit amb una precipitació anual propera a 1000 mm, i una distribució d'aquesta precipitació bastant regular al llarg de l'any, tot i que es registra una major concentració de pluges durant els períodes de primavera i de tardor. Durant l'estiu no es donen períodes extremadament secs i, habitualment, s'implanten cultius extensius sense la utilització d'aigua per reg. Aquest fet repercuteix en que les condicions climàtiques tinguin una especial influència sobre les produccions, i també, en altres aspectes que hi estan directament vinculats com el procés de mineralització de la matèria orgànica del sòl.

La producció agrícola de la zona, basada en els cultius extensius i les pastures, es destina principalment a la obtenció d'aliment per al bestiar. En més d'un 60% de la superfície de cultius extensius s'hi implanten 2 cultius a l'any, en els que s'hi realitza un aprofitament farratger. Aquestes rotacions, habitualment, combinen els cultius de raigràs (*Lolium multiflorum* L.) i blat de moro (*Zea mays* L.) o de civada (*Avena sativa* L.) i sorgo (*Sorghum bicolor* L.) i es fertilitzen essencialment amb fems i purins provinents de les explotacions ramaderes de la zona (Perramon et al., 2011).

Una part significativa de la superfície d'aquest sistema agrari es troba declarada com a zona vulnerable per contaminació de nitrats d'origen agrari (Generalitat de Catalunya, 1998; 2004; 2009a; 2015), el que comporta, com ja s'ha dit, que en aquestes zones s'hi portin a terme una sèrie de mesures per tal de millorar la situació de la qualitat de les aigües (Generalitat de Catalunya, 2009b). Entre aquestes mesures hi ha la limitació d'aplicar un màxim de 170 kg N ha⁻¹ any⁻¹ procedents de materials orgànics. Aquesta limitació, en sistemes de cultius intensius altament productius com són les rotacions de doble cultiu anual, pot reduir la recirculació de nutrients en el mateix sistema agrari i dificultar l'apropament a una situació de tancament del cicle dels nutrients.

En aquest context cal avaluar la validesa d'altres opcions que permetin maximitzar la recirculació de nutrients en el mateix sistema agrari. Aquestes opcions passen per incrementar la quantitat de N aplicable en zones vulnerables procedent de materials orgànics, garantint que no s'incrementin els impactes ambientals negatius generats respecte a quan s'aplica un màxim de $170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ any}^{-1}$.

L'increment de la dosi de N procedent de materials orgànics sota aquestes premisses pot aportar una sèrie de beneficis ambientals, associats a una major recirculació de nutrients en el mateix sistema agrari, i econòmics, associats a la reducció de despeses per compra de fertilitzants minerals nitrogenats. En aquest sentit, en els darrers anys s'han formulat i aprovat algunes derogacions a la limitació d'aplicar $170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ any}^{-1}$ en algunes zones vulnerables de diferents països europeus que complien amb una sèrie de condicions específiques, com és el cas de la zona del nord d'Itàlia (European Union, 2011) en un sistema agrari de característiques similars a les que es presenten en aquest estudi.

En la fertilització orgànica cal desmarcar-se definitivament dels sistemes de planificació dirigits a la fertilització d'un cultiu, sinó que cal plantejar-la com la fertilització d'un sòl en el que s'hi volen implantar uns determinats cultius amb uns requeriments nutricionals concrets. Els requeriments cal abastir-los a partir dels nutrients disponibles en el sòl, amb uns subministraments que han de permetre l'obtenció de produccions elevades. En aquesta concepció es fa necessari pensar en l'efecte que la fertilització realitzada tindrà a mig i a llarg termini en la pròpia fertilitat del sòl i en els potencials impactes ambientals associats.

1.2. Objectius

En l'estudi que s'ha portat a terme s'avaluen, des de diferents àmbits, un conjunt d'estratègies de fertilització basades amb l'aplicació de fems en una rotació de doble cultiu anual per aprofitament farratger en clima mediterrani humit. L'objectiu general consisteix en establir unes pautes de fertilització orgànica amb fems de boví, que en les condicions edafoclimàtiques i en el sistema agrari de la zona permetin assolir produccions elevades, minimitzant els impactes ambientals negatius i maximitzant els aspectes positius vinculats a la fertilització orgànica.

Les fites concretes que es pretenen assolir en l'estudi, en el marc d'un camp experimental establert al Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa (Catalunya, nord-est d'Espanya), són:

1. Quantificar les produccions de farratge en doble cultiu anual, les extraccions de N associades i els continguts de N mineral en el sòl en diferents moments al llarg de l'any, en un context caracteritzat per un procés gradual d'acumulació de l'efecte residual de l'aplicació continuada de fems.
2. Determinar el rentat de N (en forma nítrica o nitrats) cap a les aigües subterrànies, i conèixer l'evolució d'aquest rentat en funció de diferents paràmetres: règim pluviomètric, condicions edafoclimàtiques, cicle dels cultius i efecte residual de l'aplicació continuada de fems.
3. Quantificar l'eficiència en la utilització del N i el valor fertilitzant del N procedent dels fems respecte al N procedent de fertilitzants minerals nitrogenats. Alhora, establir, calcular i conèixer l'evolució de diferents índexs d'impacte ambiental vinculats a la dinàmica del N en el sistema sòl-aigua-cultiu.
4. Establir, en relació amb l'aplicació de fems a mig termini, balanços de macronutrients (N, P i K) i la disponibilitat de N mineral en el sòl procedent de la mineralització de la matèria orgànica. Alhora avaluar la variació en els continguts de matèria orgànica i de macro i micronutrients en el sòl.

Els resultats de l'estudi es presenten en 6 capítols:

- Capítol 1: està format per la introducció i els objectius generals. En la part introductòria s'hi presenten les motivacions i el marc de treball en el que es planteja l'estudi.

- Capítols 2-5: es presenten 4 articles en els que s'avaluen, des de diferents àmbits i enfocaments, un conjunt d'estratègies de fertilització basades en l'aplicació de fems en una rotació de doble cultiu anual per aprofitament farratger en clima mediterrani humit. El segon capítol correspon a un article publicat (Perramon et al., 2016a), el quart a un article acceptat per a ser publicat (Perramon et al., 2016b) i els capítols tercer i cinquè estan preparats per a presentar-se en diferents revistes científiques per a la seva publicació.

Capítol 2: Organic and mineral fertilization management improvements to a double-annual cropping system under humid Mediterranean conditions. En aquest capítol s'avalua l'evolució de les produccions i de les extraccions de N que realitzen els cultius en base a la fertilització anual i a l'efecte residual de l'aplicació continuada de fems. Els resultats es recolzen amb l'evolució de la disponibilitat de N mineral en el sòl en diferents moments al llarg de l'any.

Capítol 3: Organic fertilization in a rainfed double-annual cropping system: implications for nitrogen leaching. En aquest capítol es determina el rentat de N cap a les aigües subterrànies mitjançant les dades reals de camp obtingudes amb la instrumentalització de les parcel·les. Amb els resultats obtinguts es realitza un estudi sobre els patrons de comportament del rentat de N en funció de la climatologia, del cultiu, del període de l'any i de les produccions.

Capítol 4: The efficiency of nitrogen in cattle manures when applied to a double-annual forage cropping system. En aquest capítol es presenten diverses metodologies per avaluar aspectes vinculats amb l'ús del N procedent dels fems, en les que es determinen tant la seva eficiència com el seu impacte sobre el medi, i es compara el seu valor fertilitzant amb el del N procedent del fertilitzant mineral.

Capítol 5: Disponibilidad de nutrientes en una rotación forrajera de doble cultivo anual con fertilización orgánica y mineral. En aquest capítol s'estudia l'impacte que ha tingut la fertilització continuada durant 6 anys a partir de balanços de nutrients, de les taxes de mineralització de la matèria orgànica i de l'evolució del contingut de N mineral en el sòl, així com els canvis en el contingut d'altres nutrients i en les propietats químiques del sòl.

- Capítol 6: es fa una discussió dels principals resultats que s'han obtingut en la recerca desenvolupada sobre la fertilització orgànica i mineral en el marc del treball presentat. S'avaluen les implicacions que els resultats obtinguts tenen tant sobre la recerca en aquesta temàtica, com sobre les aplicacions pràctiques, com sobre les polítiques agràries i ambientals actuals. Finalment es recullen les conclusions generals de l'estudi.

Referències

Benke, M.B., Indraratne, S.P., Hao, X., Chang, C., Goh, T.B., 2008. Trace element changes in soil after long-term cattle manure applications. *Journal of Environmental Quality*, 37, 798-807.

Bertora, C., Zavattaro, L., Sacco, D., Monaco, S., Grignani, C., 2009. Soil organic matter dynamics and losses in manured maize-based forage systems. *European Journal of Agronomy*, 30, 177-186.

Domingo-Olivé, F., Bosch-Serra, A.D., Yagüe, M.R., Poch, R.M., Boixadera, J., 2016. Long term application of dairy cattle manure and pig slurry to winter cereals improves soil quality. *Nutrient cycling in agroecosystems*, 104, 39-51.

Edmeades, D.C., 2003. The long-term effects of manures and fertilisers on soil productivity and quality: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 66, 165-180.

European Union, 1991. Council Directive 91/676/EEC, of 12 December 1991, concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. *Official Journal of the European Communities*, L375.

European Union, 2011. Commission Implementing Decision 2011/721/EU, of 3 November 2011, on granting a derogation requested by Italy with regard to the Regions of Emilia Romagna, Lombardia, Piemonte and Veneto pursuant to Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. *Official Journal of European Communities*, L 287, 36-41.

Eurostat, 2013. Agri-environmental indicator - risk of pollution by phosphorus. Disponible a: http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Main_Page (consultat 22.01.17).

Eurostat, 2016. Agriculture and environment - pollution risks. Disponible a: http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Main_Page (consultat 22.01.17).

Generalitat de Catalunya, 1998. Decret 283/1998, de 21 d'octubre, de designació de les zones vulnerables en relació amb la contaminació de nitrats procedents de fonts agràries. DOGC 2760, 13677-13680.

Generalitat de Catalunya, 2004. Decret 476/2004 de 28 de desembre, pel qual es designen noves zones vulnerables en relació amb la contaminació de nitrats procedents de fonts agràries. DOGC 4292, 27067-27070.

Generalitat de Catalunya, 2009a. Acord GOV/128/2009, de 28 de juliol, de revisió i designació de noves zones vulnerables en relació amb la contaminació per nitrats procedents de fonts agràries. DOGC 5435, 61692-61695.

Generalitat de Catalunya, 2009b. Decret 136/2009, d'1 de setembre, d'aprovació del programa d'actuació aplicable a les zones vulnerables en relació amb la contaminació de nitrats que procedeixen de fonts agràries i de gestió de les dejeccions ramaderes. DOGC 5457, 65858-65902.

Generalitat de Catalunya, 2015. Acord GOV/13/2015, de 3 de febrer, pel qual es revisen i s'amplien les zones vulnerables a la contaminació per nitrats procedents de fonts agràries. DOGC 6804.

Gobierno de España, 1996. Real Decreto 261/1996, de 16 de febrero, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias. BOE 61, 9734-3737.

Goulding, K.W.T., Poulton, P.R., Webster, C.P., Howe, M.T., 2000. Nitrate leaching from the Broadbalk Wheat Experiment, Rothamsted, UK, as influenced by fertilizer and manure inputs and the weather. *Soil use and management*, 16, 244-250.

Havlin, J.L., Tisdale, S.L., Nelson, W.L., Beaton, J.D., 2014. Soil fertility and fertilizers: An introduction to nutrient management (8th edition). Upper Saddle River, New Jersey (USA), Pearson Prentice Hall.

Johnston, A.E., Poulton P.R., 2005. Soil organic matter: its importance in sustainable agricultural systems. Proceedings 565. The International Fertiliser Society. York, United Kingdom.

Klausner, S.D., Kanneganti, V.R., Bouldin, D.R., 1994. An approach for estimating a decay series for organic nitrogen in animal manure. *Agronomy Journal*, 86, 897-903.

Perramon, B., Calm, E., Pijuan, J., Bassols, E., Falgarona, J., Palou O., Puiguriguer, M., Zapata, J., Mazón, J., 2011. L'Agricultura i la ramaderia del Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. Olot, Catalunya, Espanya. Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa, Generalitat de Catalunya. Disponible a: <http://www.gencat.cat/parcs/garrotxa> (consultat 24.06.2015).

Perramon, B., Bosch-Serra, A.D., Domingo, F., Boixadera, J., 2016a. Organic and mineral fertilization management improvements to a double-annual cropping system under humid Mediterranean conditions. *European Journal of Agronomy*, 76, 28-40.

Perramon, B., Bosch-Serra, A.D., Domingo-Olivé, F., Boixadera, J., 2016b. The efficiency of nitrogen in cattle manures when applied to a double-annual forage cropping system. *Grass and Forage Science*, doi:10.1111/gfs.12269.

Porta, J., López-Acevedo, M., Roquero, C., 2003. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Grupo Mundi-prensa. Madrid, España. Pag. 856.

Pratt, P., Broadbent, F., Martin, J., 1973. Using organic wastes as nitrogen fertilizers. *California Agriculture*, 27, 10-13.

Rasool, R., Kukul, S.S., Hira, G.S., 2008. Soil organic carbon and physical properties as affected by long-term application of FYM and inorganic fertilizers in maize-wheat system. *Soil and Tillage Research*, 101, 31-36.

Schröder, J.J., 2005. Manure as a suitable component of precise nitrogen nutrition. Proceedings 574. The International Fertiliser Society. York, United Kingdom.

Sims, J.T., Simard R.R., Joern B.C., 1998. Phosphorus loss in agricultural drainage: Historical perspective and current research. *Journal of Environmental Quality*, 27, 277-294.

Webb, J., Harrison, R., Ellis, S., 2000. Nitrogen fluxes in three arable soils in the UK. *European Journal of Agronomy*, 13, 207-223.

Yagüe, M.R., Domingo-Olivé, F., Bosch-Serra, A.D., Poch, R.M., Boixadera, J., 2016. Dairy cattle manure effects on soil quality: porosity, earthworms, aggregates and soil organic carbon fractions. *Land Degradation and Development*, 27, 1753-1762.

Capítol 2: Organic and mineral fertilization management improvements to a double-annual cropping system under humid Mediterranean conditions

Article published

Perramon, B., Bosch-Serra, A.D., Domingo, F., Boixadera, J., 2016. Organic and mineral fertilization management improvements to a double-annual cropping system under humid Mediterranean conditions. *European Journal of Agronomy*, 76, 28-40.

Organic and mineral fertilization management improvements to a double-annual cropping system under humid Mediterranean conditions

B. Perramon^{1,2}, A.D. Bosch-Serra², F. Domingo³, J. Boixadera^{2,4}

¹ La Garrotxa Volcanic Zone Natural Park, Olot, Catalonia, Spain

² Department of Environment and Soil Sciences, University of Lleida, Catalonia, Spain

³ IRTA-Mas Badia, Agricultural Experimental Station Mas Badia, La Tallada d'Empordà, Catalonia, Spain

⁴ Department of Agriculture, Livestock, Fisheries and Food, Generalitat de Catalunya, Lleida, Catalonia, Spain

Abstract

The efficient use by crops of N from manures is an agronomic and environmental issue, mainly in double-annual forage cropping systems linked to livestock production. A six-year trial was conducted for a biennial rotation of four forage crops: oat-sorghum (first year) and ryegrass-maize (second year) in a humid Mediterranean area. Ten fertilization treatments were introduced: a control (without N); two minerals equivalent to 250 kg N ha⁻¹ year⁻¹ applied at sowing or as sidedressing; dairy cattle manure at a rate of 170, 250 and 500 kg N ha⁻¹ year⁻¹ and four treatments where the two lowest manure rates were supplemented with 80 or 160 kg mineral N ha⁻¹ year⁻¹. They were distributed according to a randomized block design with three blocks. The highest soil mineral N content was found in the summer of the third rotation, in plots where no manure was applied. The yearly incorporation of manure reduced, in successive cropping seasons, the amount of additional mineral N needed as sidedressing to achieve the highest yields. Besides, in the last two years, there was no need for mineral N application for the manure rate of 250 kg N ha⁻¹ year⁻¹. This amount always covered the oat-sorghum N uptake. In the ryegrass-maize sequence uptakes were as high as 336 kg N ha⁻¹ year⁻¹. In the medium term, the intermediate manure rate (250 kg N ha⁻¹ year⁻¹) optimizes nutrient recycling within the farming system, and it should be considered in the analysis of thresholds for N of organic origin to be applied to systems with high N demand.

Keywords: maize, manure, rotations, ryegrass, oat, sorghum.

Abbreviations: CM, cattle manure; MN, mineral nitrogen fertilizer; DM, dry matter; OM, organic matter.

2.1. Introduction

Double-annual forage crop production where crops are grown in sequence is a very intensive agricultural management system. It is usually associated with dynamic livestock farming where animals are fed with forages and their feces, usually mixed with straw, are applied to crops as fertilizers. Thus, nutrients are recycled as much as possible within the system. This practice also has economic advantages since it reduces the application of mineral fertilizers.

Despite these advantages, crop intensification requires a better understanding of fertilization management of such animal waste, in order to maintain high productivity while reducing environmental impacts. This is a complex issue, as organic materials show different constraints: high variability in nutrient content depending on many management factors (Klausner et al., 1994; Yagüe et al., 2012), residual effects in the years following application due to organic components (Ketterings et al., 2013; Sieling et al., 2014), as well as some difficulties when applied at different crop development stages as sidedressing, or due to inability to incorporate manure (Thilakarathna et al., 2015). Nutrient use efficiencies from manures are lower, mainly the N efficiency, when compared with those obtained under mineral fertilization (Schröder, 2005b).

Improvements to organic fertilization require several years of experimentation. Results must not be influenced by initial soil fertility (Guillaumes et al., 2006), and the residual effects of fertilization undertaken in previous years should be included, meaning a stable situation (equilibrium) at the end of the field experiment (Schröder, 2005b).

When a double-annual cropping system is established, there is an almost permanent N extraction by the plants that restricts N leaching loss. Under humid temperate conditions, it is possible to take advantage of the manure's residual N effect if soil is covered in autumn (Sørensen, 2004). These climate characteristics also mean an important increment in soil mineral N content as temperatures rise, and this N can be leached if a summer crop is not established. Zavattaro et al. (2012) found that the double-annual cropping system of ryegrass followed by maize increased the efficiency of organic fertilizers and reduced N leaching when compared with a maize monoculture system. Crop rotations compared with a monoculture allow better N use efficiency (Kurtz et al., 1984) and yield increments, as described for maize by Borrelli et al. (2014). In addition, double-cropping results in more efficient use of land, labor and equipment resources than monocropping (Crabtree et al., 1990). Production of two crops per year draws attention to the importance of the use of residual soil nutrients from the preceding crop, which includes OM mineralization from the manures or slurries applied to it (Yagüe and Quílez, 2013).

The implementation of Directive 91/676/CEE (European Union, 1991) on water quality protection across Europe designates part of the Garrotxa region (NE of Spain) as a nitrate vulnerable zone (Generalitat de Catalunya, 1998; 2004; 2009a; 2015), and N fertilization practices are regulated. One of the agronomic measures establishes the amount of $170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ as the maximum to be applied from organic fertilizers. This limit seems quite reasonable if only one crop is cultivated annually, but when two crops a year are introduced in a fodder rotation, there is a considerable increase in N demand, and this limit may prevent appropriate nutrient supply. Indeed, the European Union (EU) has allowed derogations of the Directive concerning this specific aspect (Van der Straeten et al., 2012), and in some regions or countries it allows the application of higher N amounts of organic origin, up to a maximum of $250 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ (European Union 2005; 2006; 2007a,b; 2008; 2011). The demand from an EU member state must be reasonable in the sense that the objectives of the Directive are still met. Situations for derogation include crop rotations with long growing seasons, crops with high N uptake, or soils with high denitrification capacity.

In the Garrotxa region, there is high and diversified stockbreeder activity, bovine and porcine stock being the most abundant. This stock equals 75% of the livestock census (Perramon et al., 2011). Therefore, organic materials (manure and slurry) are readily available and constitute an agronomic opportunity, mainly in double-annual forage cropping systems which are directly related to the

stockbreeder. Some information about N management in similar intensive agricultural systems (double-annual cropping) is available. Nevertheless, some of the existing studies were set up in different environments, such as the one of Chataway et al. (2011) for oat-sorghum in a semiarid region of Australia, or they include different varieties with different crop cycles, such as sorghum in Goff et al. (2010), or the crops have different management requirements, as described in Tomasoni et al. (2011) for ryegrass and silage maize.

Our hypothesis is that, in nitrate vulnerable zones associated with high animal density, if a double-annual forage cropping system is established, it ought to be possible to surpass the threshold of the amount of N (from an organic origin) to be applied, while maintaining high productivity, minimizing the environmental impact to underground waters, and maximizing the nutrient recycling from animal manures within the agricultural system. The aim of this study is to evaluate different fertilization strategies with manures, mineral fertilizers or a combination of both, in a medium term (six years) double-annual forage cropping system. The evaluation is undertaken in terms of crop yields and their N uptake, as well as the evolution of the soil mineral N content.

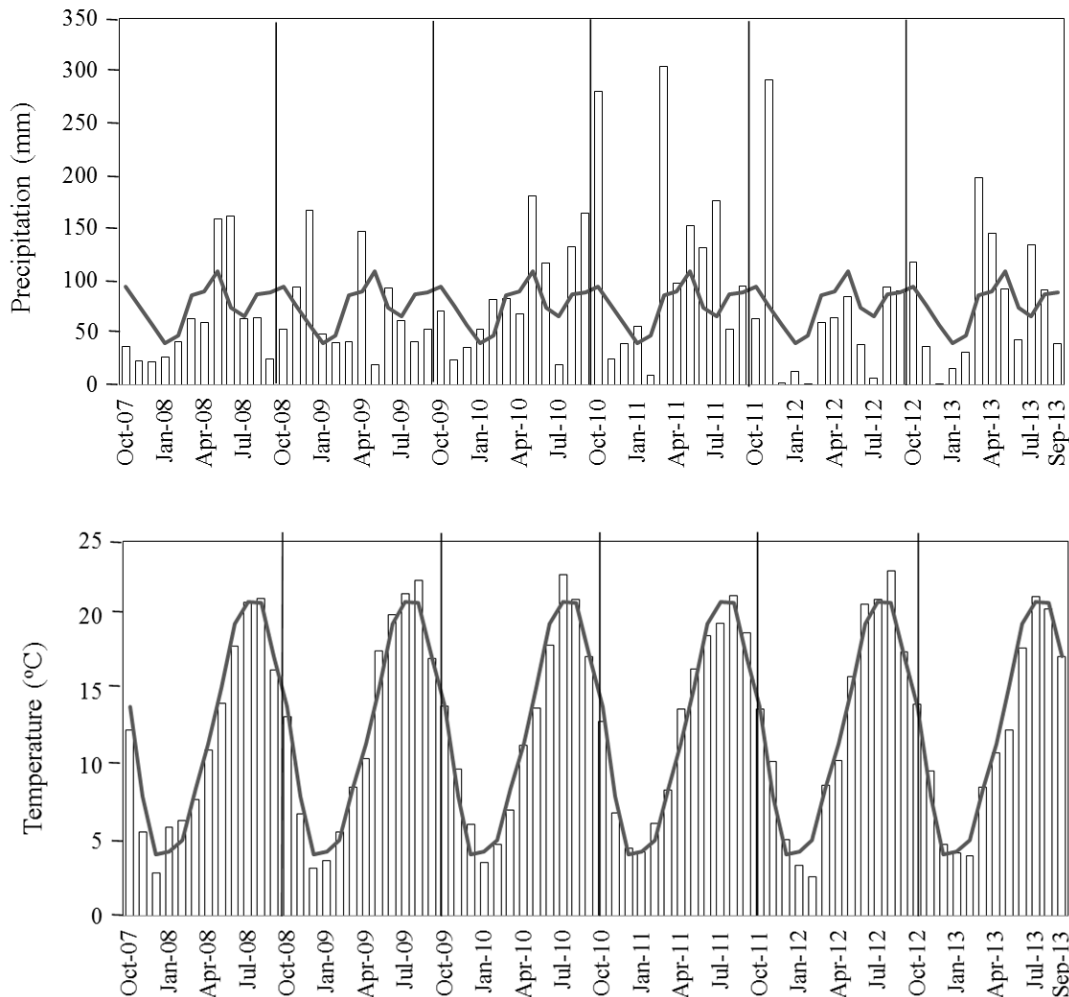


Fig. 2.1. Mean air temperature and total monthly precipitation, for the experimental period (2007-2013 bars), on a monthly basis. Historical patterns (2000-2014) are reported as solid lines. Data were recorded by an automatic meteorological station in the vicinity of the experimental plot.

2.2. Materials and methods

The experiment was conducted over six years (from October 2007 to September 2013) on the same agricultural area in La Garrotxa Volcanic Zone Natural Park (Catalonia, NE Spain; 42° 08' 32" N, 2° 30' 10" E, altitude 534 masl).

2.2.1. Soil and climate description

The climate is humid Mediterranean; average annual rainfall is about 1000 mm (Fig. 2.1) without significant dry periods in summer. Weather data were collected from a meteorological station four kilometers away from the experimental field. Crops are usually grown under rainfed conditions, and only in long periods of dry weather can irrigation be used to maintain yields. In this experiment, plots were not irrigated.

For the period 2000-14, the annual average temperature was 12.4°C, with a maximum daily average of 21.0°C in July, and a minimum daily average of 4.1°C in December (Fig. 2.1). Average annual precipitation was 921 mm, with a maximum of 1432 mm in 2011 and a minimum of 607 mm in 2012. Although the precipitation distribution is quite regular over the year, most rain falls in spring and autumn (Fig. 2.1).

The soil is a well-drained sandy loam, a Fluventic Eutrudept (Soil Survey Staff, 2014), without superficial stoniness. At the start of the experiment, OM content and available phosphorus were medium and available potassium low (Table 2.1).

Table 2.1. Soil chemical characteristics, at the beginning of the experiment in 2007.

Parameter	Layer (cm)			
	0-30	30-60	60-90	90-120
pH (potentiometry, water 1:2.5)	8.1	8.1	8.2	8.2
Electrical conductivity (1:5, dS m ⁻¹ , 25 °C)	0.14	0.13	0.13	0.13
Calcium carbonate (Calcimeter Bernard method, g kg ⁻¹)	30	30	30	20
Organic matter (Walkley -Black, g kg ⁻¹)	15	8	6	3
Total N (Kjeldahl, g kg ⁻¹)	1.18	0.86	0.62	0.49
Available P (Olsen, mg kg ⁻¹)	19	8	5	5
Available K (NH ₄ AcO 1N, mg kg ⁻¹)	76	60	53	49
Particle size distribution (g kg ⁻¹)				
Sand (0.05-2 mm)	568	567	580	623
Silt (0.002-0.05 mm)	274	286	285	235
Clay (<0.002 mm)	158	147	135	142

2.2.2. Crop management

During the first year, oat (*Avena sativa* L.) - sorghum (*Sorghum bicolor* L.) was the crop sequence, and in the second year, ryegrass (*Lolium multiflorum* L.) - maize (*Zea mays* L.). This biennial rotation was common in the area. Winter crops are maintained in the field from October to May. Summer crops are maintained from May to October.

Plants from winter and summer crops are cut and used as fodder (ensilage) for bovines (meat production). The experiment was maintained over three full rotations (six years).

Oat varieties were Prevision, the first two cropping seasons, and Blond (a local variety) the third. Sorghum varieties were Digestive (first and third cropping seasons) and Sweet (local sorghum) the second. The ryegrass variety was Trinova and maize varieties were: PR34P88, PR34B39 and P1114

(all of them belong to a 500 FAO cycle). We used certified seeds. Sowing was done mechanically. Oat seeds were treated with an authorized fungicide. Maize seeds were treated with an authorized fungicide and insecticide while sorghum and ryegrass seeds were not treated with any pesticide. Seed densities at sowing were: 180-190 kg ha⁻¹ for oat, 40-45 kg ha⁻¹ for sorghum, 35-40 kg ha⁻¹ for ryegrass, and 67000 seeds ha⁻¹ for maize (distance between rows is 75 cm and between plants 20 cm). During the different crop cycles plant health controls were set up but it was not necessary to apply any pesticide. Crops were harvested at the development stage, where the equilibrium yield vs forage quality was considered to be the best: oat at milky grain stage, sorghum when 50% of inflorescences were visible, ryegrass at maximum biomass before coming into ears and maize at the doughy grain stage. The experiment was conducted with a similar management system to that used in commercial practice.

2.2.3. Experimental design

The experiment was designed as a randomized complete block, with ten annual fertilizer treatments (Table 2.2) and three replicates. Each plot was 5 m wide by 10 m long. Fertilization was scheduled on a yearly basis (two crops per year) according to sowing and harvesting dates (Table 2.3) of different crops. The fertilizer applications were made onto the same experimental plots during every year.

Fertilization treatments included a control (no N applied, T1) plus nine N treatments. Two mineral nitrogen (MN) treatments: 250 kg mineral N ha⁻¹ at sowing (250 MN, T2.1) or after crop emergence (250 MN, T2.2). As sidedressing (after crop emergence), it was annually split into 100 kg N ha⁻¹ for the winter crop and 150 kg N ha⁻¹ for the summer one. Seven treatments included cattle manure (CM), with a range of N rates of 170, 250 and 500 kg N ha⁻¹ (T3, T4 and T5, respectively). The lowest manure rate was applied at sowing of the second crop (summer crop), but the two higher rates were annually split into the two sowings (first and second crop). Also, the two lowest CM rates (170 and 250 kg N ha⁻¹) were complemented (as four new fertilizer treatments), with 80 or 160 kg N ha⁻¹ year⁻¹ from mineral fertilizer (T3.1, T3.2 and T4.1, T4.2, respectively). The mineral complement was split between the winter and summer crops as a sidedressing (Table 2.2). Sidedressings were established as close as possible to commercial farming practices which apply fertilizers using different machines. This equipment does not allow the application of N fertilizers late in the cropping season, mainly in summer crops.

Table 2.2. Description of the fertilization treatments. Cattle manures (CM)^a and mineral fertilizers (MN)^b were annually applied at sowing or/and as sidedressing in winter and summer crops according to the double-annual cropping system (oat-sorghum or ryegrass-maize).

Treatment	Acronym	Description	Nitrogen fertilization (kg N ha ⁻¹)						Annual		
			Winter crop (oat or ryegrass)			Summer crop (sorghum or maize)			Manure	Mineral	Total
			Manure at sowing	Mineral at sowing	Mineral as side- dressing	Manure at sowing	Mineral at sowing	Mineral as side- dressing			
T1		Control							0	0	0
T2.1		Mineral sowing (250MN)		100			150		0	250	250
T2.2		Mineral sidedressing (250MN)			100			150	0	250	250
T3		Manure (170CM)				170			170	0	170
T3.1		170CM + 80MN			30	170		50	170	80	250
T3.2		170CM + 160MN			60	170		100	170	160	330
T4		Manure (250CM)	100			150			250	0	250
T4.1		250CM + 80MN	100		30	150		50	250	80	330
T4.2		250CM + 160MN	100		60	150		100	250	160	410
T5		Manure (500CM)	250			250			500	0	500

^a Numbers before the CM acronym indicate the nitrogen applied (kg N ha⁻¹) from cattle manure.

^b Numbers before the MN acronym indicate the nitrogen applied (kg N ha⁻¹) from mineral fertilizers. Ammonium nitrosulfate (26% N) was applied at sowing and urea (46% N) as sidedressing.

2.2.4. Manure and fertilizer applications

Prior to the establishment of the experiment, the field was fertilized, for many years, only with mineral fertilizers. In this experiment manures were obtained from bovine livestock close to the experimental plots. In this agricultural system bovine livestock are fed with the double-annual forage crop production. Manure and mineral fertilizers were applied by hand and buried (~15 cm) mechanically by a chisel plough up to 24 h after application, although legislation (point 13 from Catalan order Decret 136/2009; Generalitat de Catalunya, 2009b) allows a maximum delay of 4 days (for manure applications from October to April) or 2 days (for manure applications from May to September) before manure burying was done. Minerals applied as sidedressing were not buried. The amount of bovine manure to be applied was established according to the characteristics of the material (Table 2.3), which were previously determined through analysis. Mineral N fertilizers were applied as ammonium nitrosulfate at sowing time and as urea as sidedressing, following the common practices of the commercial agricultural fields of the area.

In some treatments we also applied P and K as a binary fertilizer (0-14-14), plus potassium sulfate (50% K₂O). They were applied at different rates according to the treatment in order to achieve, in all plots, a total supply of 130 kg P₂O₅ ha⁻¹ year⁻¹ and 260 kg K₂O ha⁻¹ year⁻¹. From the third year onwards K was increased until 380 K₂O ha⁻¹ year⁻¹. These quantities covered the crop nutrient uptake. This was carried out to ensure that any yield response observed could not be attributed to any nutrient other than N.

Table 2.3. Date of sowing and harvest of the different crops along a period of six years. Application dates for manures and their nitrogen composition^a are also included.

Established crop	Agronomic year	Date (dd/mm/yr)			Manure composition (g kg ⁻¹)		
		Application of the manure	Crop sowing	Crop harvest	Total N	Organic N	N-NH ₄ ⁺
Oat	2007-08	15-11-07	17-11-07	10-06-08	3.76	2.36	1.40
Sorghum		20-06-08	26-06-08	19-09-08	3.10	1.70	1.40
Ryegrass	2008-09	30-09-08	04-10-08	13-05-09	5.14	4.70	0.44
Maize		25-05-09	27-05-09	01-10-09	2.95	1.91	1.04
Oat	2009-10	20-10-09	10-11-09	27-05-10	5.84	5.22	0.62
Sorghum		22-06-10	22-06-10	07-09-10	4.23	3.34	0.89
Ryegrass	2010-11	15-09-10	30-09-10	05-05-11	5.42	4.86	0.56
Maize		11-05-11	21-05-11	14-09-11	3.35	2.25	1.10
Oat	2011-12	30-11-11	07-12-11	06-06-12	3.39	2.01	1.39
Sorghum		25-06-12	26-06-12	21-09-12	6.15	3.45	2.70
Ryegrass	2012-13	04-10-12	09-10-12	06-05-13	5.46	4.35	1.12
Maize		14-05-13	07-06-13	24-09-13	4.51	3.28	1.23

In some treatments we also applied phosphorous and potassium fertilizers with a binary fertilizer (0-14-14) plus potassium sulfate (50% K₂O). They were applied at different rates according to the treatment in order to achieve, in all plots, 130 kg P₂O₅ ha⁻¹ year⁻¹ and 260 kg K₂O ha⁻¹ year⁻¹. Potassium was increased to 380 kg K₂O ha⁻¹ year⁻¹ from third year onwards. These quantities covered the crop nutrient uptake.

^a Nutrient composition of manures is expressed in a fresh weight basis.

2.2.5. Dry-matter yield, nitrogen concentration of crops, nitrogen uptake by crops

Oat, sorghum and ryegrass were harvested by a mower from an area of 12 m² (1.2 m × 10 m). In maize plots, plants were harvested from an area of 15 m² (1.5 m × 10 m).

Total fresh crop yield for each harvested area was obtained directly in the field. From them, one crop subsample per plot was collected and stored at 4°C for a maximum of 48 h before analyzing DM and N content. The DM was determined by drying at 60°C and its N content was determined by Kjeldahl digestion in the first year and by an NIR spectroscopy procedure (after calibration) from the second year onwards. The N was analyzed in the total plant biomass for oat, sorghum and ryegrass because the entire plant is ground up for silage. In maize plants, the green part of the plant and the ears of maize were ground separately; afterwards, they were mixed following the weight proportion of each part before the N analysis was done. The N uptake by the crop was calculated.

2.2.6. Soil N-NO₃⁻ content

Soil N-NO₃⁻ content was measured at sowing and just before sidedressing fertilization of every crop, which means four times a year. Soil samples were collected in all plots from 0 to 90 cm. For each plot, two points were sampled and a composite sample was obtained. These soil samples were stored at 4°C until nitrate content was analyzed by ionic chromatography after nitrate extraction with demineralized water.

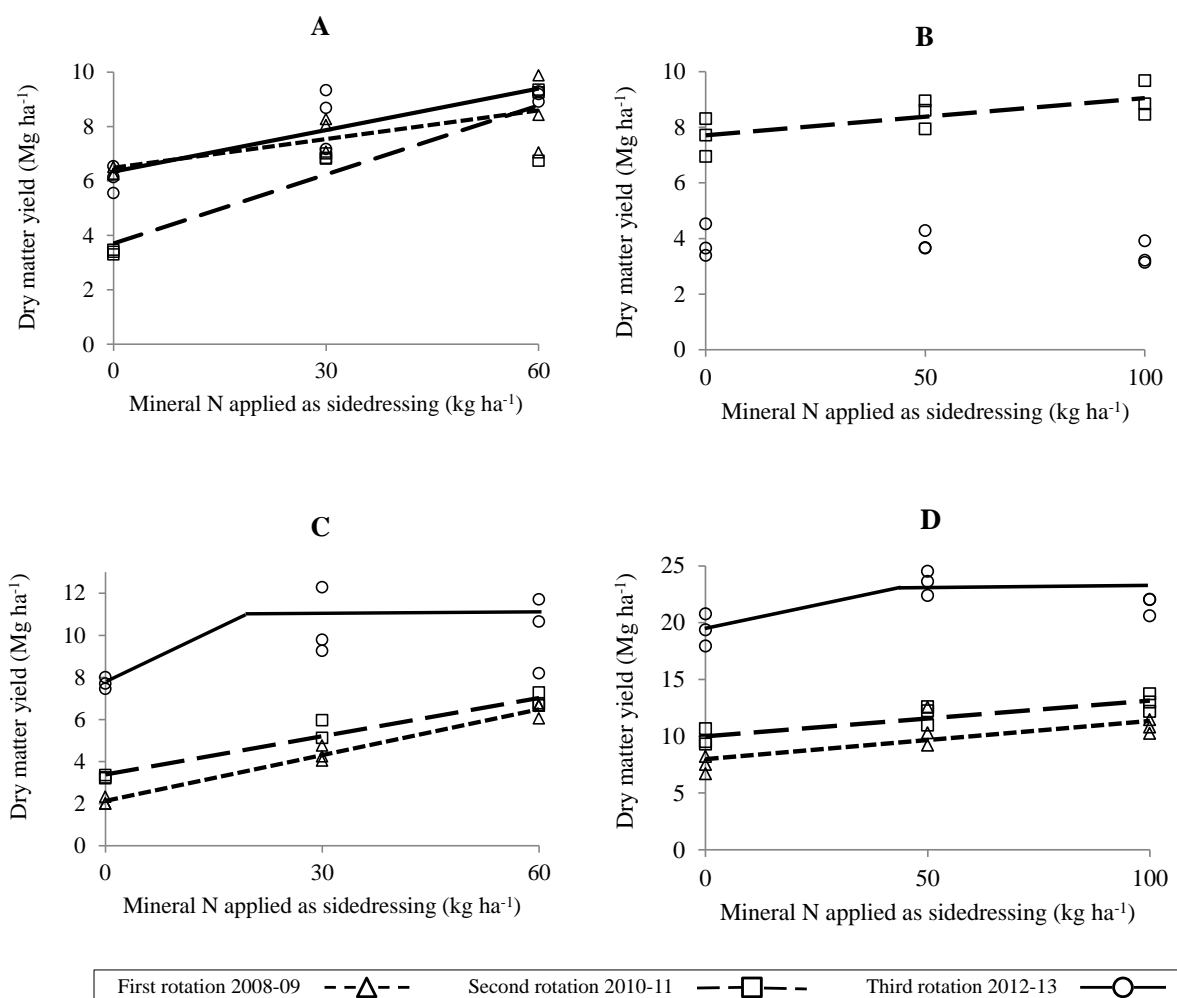


Figure 2.2. Yields of different winter (A: oat; C: ryegrass) and summer (B: sorghum; D: maize) crops related to the N applied as sidedressing when 170 kg N ha⁻¹ year⁻¹ were applied as manure at sowing of the summer crop (in 2007-08 no manure was applied before the oat crop, because in this rate the manure was applied before summer crop). The relationships, as equations, are described in Table 2.5.

Table 2.4. Annual yields (Mg ha^{-1} on a dry matter basis) and for each year (Year) of experimentation (from 1 to 6) and for two or three rotations, according to the fertilization treatment^a.

Treatment (Tr)	Oat						Sorghum						Ryegrass						Maize															
	Year 1		Year 3		Year 5		3 rotations		Year 1		Year 3		Year 5		2 last rotations		3 rotations		Year 2		Year 4		Year 6		Year 2		Year 4		Year 6					
	Yield	Significance	Yield	Significance	Yield	Significance	Yield	Significance	Yield	Significance	Yield	Significance	Yield	Significance	Yield	Significance	Yield	Significance	Yield	Significance	Yield	Significance	Yield	Significance	Yield	Significance	Yield	Significance						
T1	6.17bc		2.52d		5.10c		4.59		6.06c		5.95c		3.00		4.47		5.00		1.95d		1.82c		6.03c		3.27		6.93b		7.90c		15.12c		9.99	
T2.1	7.89bc		8.85ab		8.71ab		8.49		11.27a		9.85a		3.70		6.78		8.27		6.45ab		5.59ab		10.50a		7.51		12.50a		13.55ab		21.85ab		15.97	
T2.2	10.72a		10.08a		9.70a		10.17		9.37a		3.13		3.13		6.25		6.25		8.28a		6.21a		10.95a		8.48		12.03a		12.98ab		21.21ab		15.41	
T3	6.35bc		3.38d		6.08bc		5.27		8.16bc		7.66b		3.85		5.75		6.56		2.11d		3.27bc		7.72bc		4.37		7.40b		9.83abc		19.36b		12.22	
T3.1	7.81bc		6.89bc		8.40ab		7.70		8.50ab		3.87		3.87		6.18		6.18		4.35bcd		5.54ab		10.44ab		6.93		10.69ab		11.94ab		23.50a		15.38	
T3.2	8.46abc		8.46ab		9.14a		8.68		9.00ab		3.42		3.42		6.21		6.21		6.46ab		6.90a		10.18ab		7.85		10.84ab		12.97ab		21.57ab		15.12	
T4	5.93c		5.00cd		7.22abc		6.05		7.74bc		8.23ab		3.91		6.07		6.63		3.60cd		4.13abc		8.97ab		5.57		7.84b		9.72bc		22.94ab		13.50	
T4.1	7.26bc		7.85ab		9.38a		8.16		9.35a		3.74		3.74		6.55		6.55		5.90abc		5.98ab		10.61a		7.49		12.32a		12.96ab		22.37ab		15.88	
T4.2	8.69ab		8.23ab		9.54a		8.82		9.80a		3.61		3.61		6.71		6.71		7.46a		6.51a		9.45ab		7.81		1.19a		13.73a		23.04ab		16.23	
T5	6.92bc		7.90ab		9.57a		8.13		9.78ab		9.19ab		4.45		6.82		7.81		6.04abc		6.34a		10.95a		7.37		12.21a		12.23ab		24.17a		16.20	
Significance	0.0002		<0.0001		<0.0001		0.0001		0.0085		<0.0001		0.1982		<0.0001		0.0118		<0.0001		<0.0001		0.0021		0.0146		<0.0001		<0.0001		<0.0001		0.0019	
Significance of the Y _T * Tr interaction	0.0001																																	

Means within a column followed by a different letter are significantly different ($\alpha = 0.05$) according to Tukey-Kramer multiple range test.

^a Acronyms of treatments are described in Table 2.2.

Table 2.5. Linear and linear-threshold equations describe the yield (y , kg ha^{-1}) relationship to N applied (x , kg ha^{-1}) as manure (CM). The yield relationship to the mineral N fertilizer (MN, x), applied as a complement (sidedressing) in the two lowest manure rates, is also included.

Fertilization ^a	Crop	First rotation		Second rotation		Third rotation		R ²
		Equation	R ²	Equation	R ²	Equation	R ²	
170CM + different mineral rates (MN)	Oat	$y = 35.23x + 6541$	*	$y = 84.56x + 3635$	***	$y = 50.92x + 6243$	**	0.80
	Sorghum ^b			$y = 13.38x + 7718$	*		ns	
	Ryegrass	$y = 72.62x + 2137$	***	$y = 60.55x + 3384$	***	$y = 110.20x + 7724$ $y = 10313$	*	0.53
	Maize	$y = 33.60x + 7986$	*	$y = 31.44x + 10006$	**	$y = 71.45x + 19357$ $y = 22537$	*	0.60
250CM + different mineral rates (MN)	Oat	$y = 46.06x + 5913$	***	$y = 95.05x + 5002$ $y = 8234$	*	$y = 71.95x + 7220$ $y = 9537$	*	0.69
	Sorghum ^b			$y = 15.66x + 8347$	*		ns	
	Ryegrass	$y = 64.28x + 3724$	**	$y = 39.67x + 4351$	***		ns	
	Maize	$y = 106.10x + 7841$ $y = 12127$	**	$y = 64.89x + 9717$ $y = 13727$	**	$x \leq 40.4$ $x > 61.8$	ns	
Different manure rates (CM)	Oat		ns	$y = 10.55x + 2199$	***	$y = 9.51x + 4845$	***	0.92
	Sorghum	$y = 8.49x + 6158$	**	$y = 6.89x + 6246$	***		ns	
	Ryegrass	$y = 8.98x + 1396$	***	$y = 9.90x + 1714$	***	$y = 10.05x + 6123$	***	0.83
	Maize	$y = 11.29x + 6070$	**	$y = 9.10x + 7912$	***	$y = 30.27x + 14901$ $y = 24173$	**	0.77

ns: not significant, * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$. R² = coefficient of determination.

^a Numbers before the acronyms indicate the nitrogen applied previously (kg N ha^{-1}) as cattle manure (CM).

^b Mineral N (MN) was not applied to the sorghum in the first year.

2.2.7. Statistical analysis

For each rotation and crop, the yield response to N rates from manures was fitted to a linear model ($y = a + bx$) or a linear-threshold model ($y = a + bx$ if $x \leq x_t$ value associated to the plateau value; $y = \text{constant}$ if $x > x_t$ value associated to the plateau value). The simple linear regressions were compared between rotations, for each crop, in terms of the intercept (yield in each rotation when no manure was applied) and slope values (response to the applied manure rates). Similar models were fitted for a fixed manure rate combined with mineral N sidedressings in each rotation and crop. In this case, the intercept was the response to the applied manure rate and the slope the response to the different mineral N rates applied as sidedressing.

The analysis of variance (two-way ANOVA) was established for yields, N content and N uptake, according to a GLM procedure for each crop. If the interaction of year and treatment was significant, then analysis were done separately for each crop and year (one-way ANOVA) in order to detect differences associated with fertilization treatment. If the analysis of variance was significant, separation of means was carried out following the Duncan or Tukey-Kramer multiple range test ($\alpha = 0.05$). The statistical analysis was performed using the statistical package SAS v9.4 (SAS Institute, 2002-2012) for ANOVA analysis and JMP 9 statistical software (SAS Institute, 2010) for regressions.

Table 2.6. Comparison^a between years of the lineal functions described in Table 2.5. Comparisons were set up using fictitious variables and are based on the equation^b: $\text{yield} = \alpha + \gamma + \beta \times N + \lambda \times N$.

Fertilization ^c	Crop	First vs second rotation				First vs third rotation				Second vs third rotation			
		α	γ	β	λ	α	γ	β	λ	α	γ	β	λ
170CM + different mineral rates (MN)	Oat	***	**	***	*	***	ns	***	ns	***	**	***	0.07
	Sorghum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Ryegrass	***	***	***	0.09	-	-	-	-	-	-	-	-
	Maize	***	**	**	ns	-	-	-	-	-	-	-	-
250CM + different mineral rates (MN)	Oat	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Sorghum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Ryegrass	***	ns	***	ns	-	-	-	-	-	-	-	-
	Maize	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Different manure rates (CM)	Oat	-	-	-	-	-	-	-	-	***	***	***	ns
	Sorghum	***	ns	***	ns	-	-	-	-	-	-	-	-
	Ryegrass	***	0.08	***	ns	***	***	***	ns	***	***	***	0.09
	Maize	***	*	***	ns	-	-	-	-	-	-	-	-

ns: not significant, * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$. The p values between 0.05 and 0.1 are also shown.

^a If γ is not significant, the intercept term of the equation does not differ between years. If λ is not significant, the slope term of the equation does not differ between years.

^b N is the amount of nitrogen applied as manure (CM) or just as a mineral complement (sidedressing) in the two lowest manure rates.

^c Numbers before the acronyms indicate the nitrogen applied (kg N ha^{-1}) previously from cattle manure.

2.3. Results

2.3.1. Yield

In this rainfed system, the yield response to fertilization treatments interacted with the year factor, as climatic factors, mainly rainfall and its distribution, varied between years (Fig. 2.1). The effect was more evident in the ryegrass-maize sequence than in the oat-sorghum one, because of the differences in summer biomass productivity, which were higher in maize (Table 2.4, Figs. 2.2-2.4). The yields of the

fifth year stressed biomass variability as a consequence of summer drought. Maximum DM yields averaged over 3 years were: 10166, 8477, 8274 and 16235 kg ha⁻¹ for oat, ryegrass, sorghum and maize, respectively (Table 2.4). For manures, at the lowest rate (T3) a mineral complement was always needed (Table 2.4, Fig. 2.2). However, this complement can be reduced after the fourth year (T3.1). The mineral sidedressing could be saved at the highest rate (T5) from the second year and at the intermediate one (T4) from the fourth year. In this last case, the mineral complement could be reduced by half (T4.1) from the second year onwards (Table 2.4, Fig. 2.3).

In manured plots (with or without mineral sidedressings), linear equations (yield vs N rate) were established (Table 2.5). When compared between rotations (Table 2.6), it was possible to observe the constraint of water availability for maize (Fig. 2.4D), which reduced the intercept value (yield when no mineral N was applied) in the second rotation compared with the first one, without affecting the slope (small yield increment vs N increment). A similar effect was also observed for ryegrass when comparing with the third rainy rotation (Table 2.6, Fig. 2.4C), or for ryegrass and maize (Table 2.6, Fig. 2.2C and D) when the T3 manure rate was complemented with minerals (second vs first rotation). Oat could be also sensitive to such constraints in intercept values (Table 2.6, Figs. 2.2A and 2.4A), although the evolution of the slope (rotation 1 vs rotation 2), higher in the second year (Table 2.6, Fig. 2.2A), indicated that the initial constraint was overcome during the crop cycle. If yields of winter and summer crops were compared when manures were complemented with minerals (Table 2.6, Figs. 2.2 and 2.3) it was clear that the slope of the relationship (yields vs N as sidedressing) tended to be higher in winter crops. This behavior substantiated the greater value of N sidedressing in winter crops than in summer ones.

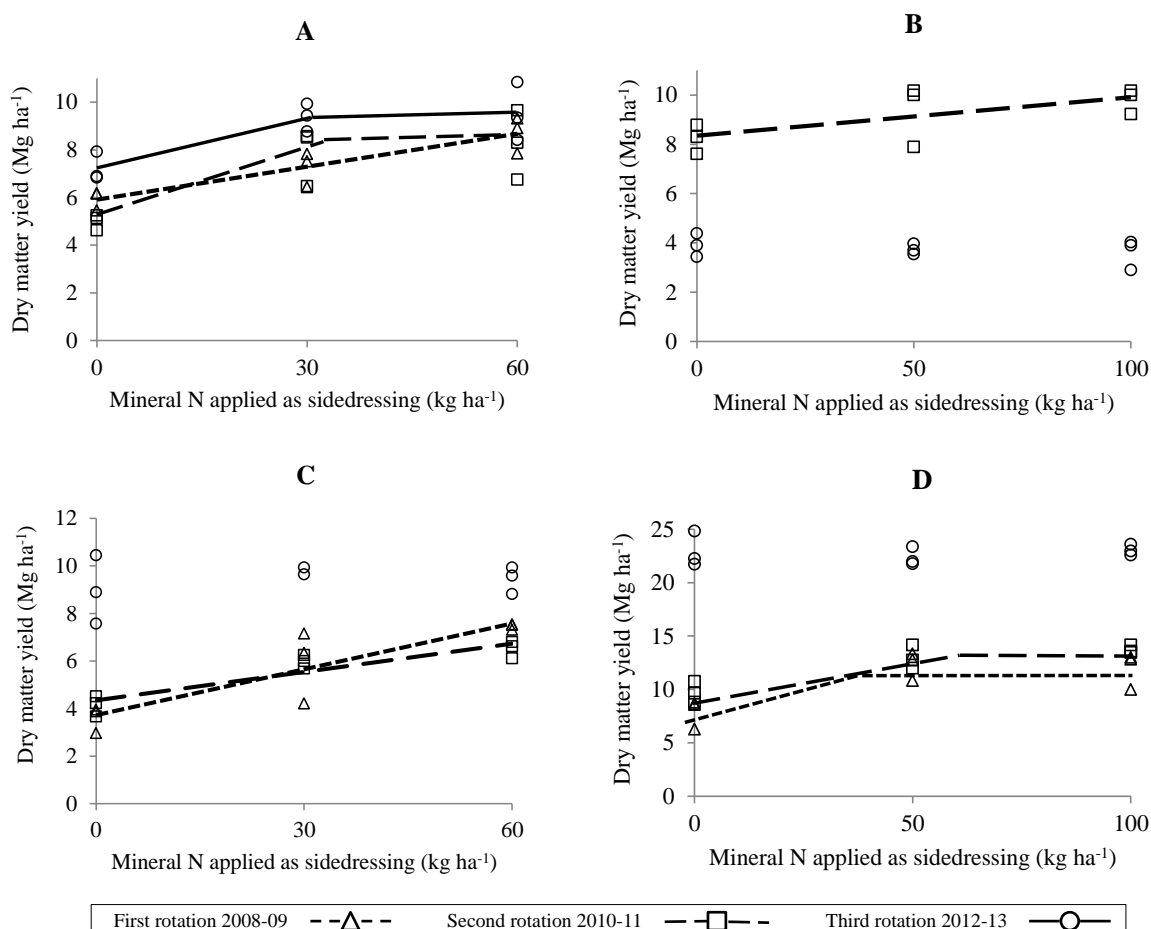


Figure 2.3. Yields of different winter (A: oat; C: ryegrass) and summer (B: sorghum; D: maize) crops related to the N applied as sidedressing when 250 kg N ha⁻¹ year⁻¹ were applied as manure. Manure rate was fractioned in both annual sowings: 100 kg N ha⁻¹ to the winter crop and 150 kg N ha⁻¹ year⁻¹ to the summer crop. The relationships, as equations, are described in Table 2.5.

The N residual effect of manures was observed when initial linear functions derived to linear-threshold functions, mainly in the third rotation where maize (the highest demanding N crop) was included (Table 2.5, Figs. 2.2D, 2.3D, 2.4D). It was also observed for ryegrass, which reduced or suppressed the need for additional N sidedressings, depending on the manure rate applied (Table 2.5, Figs. 2.2C, 2.3C). In oat, this effect was clearly observable at the intermediate manure rate (Table 2.5, Fig. 2.3A). Sorghum was an exception as no N sidedressing was applied the first year, and because of the drought recorded in the third rotation. When manures were the only N supplier, linear functions were maintained, with the exception of maize (Fig. 2.4).

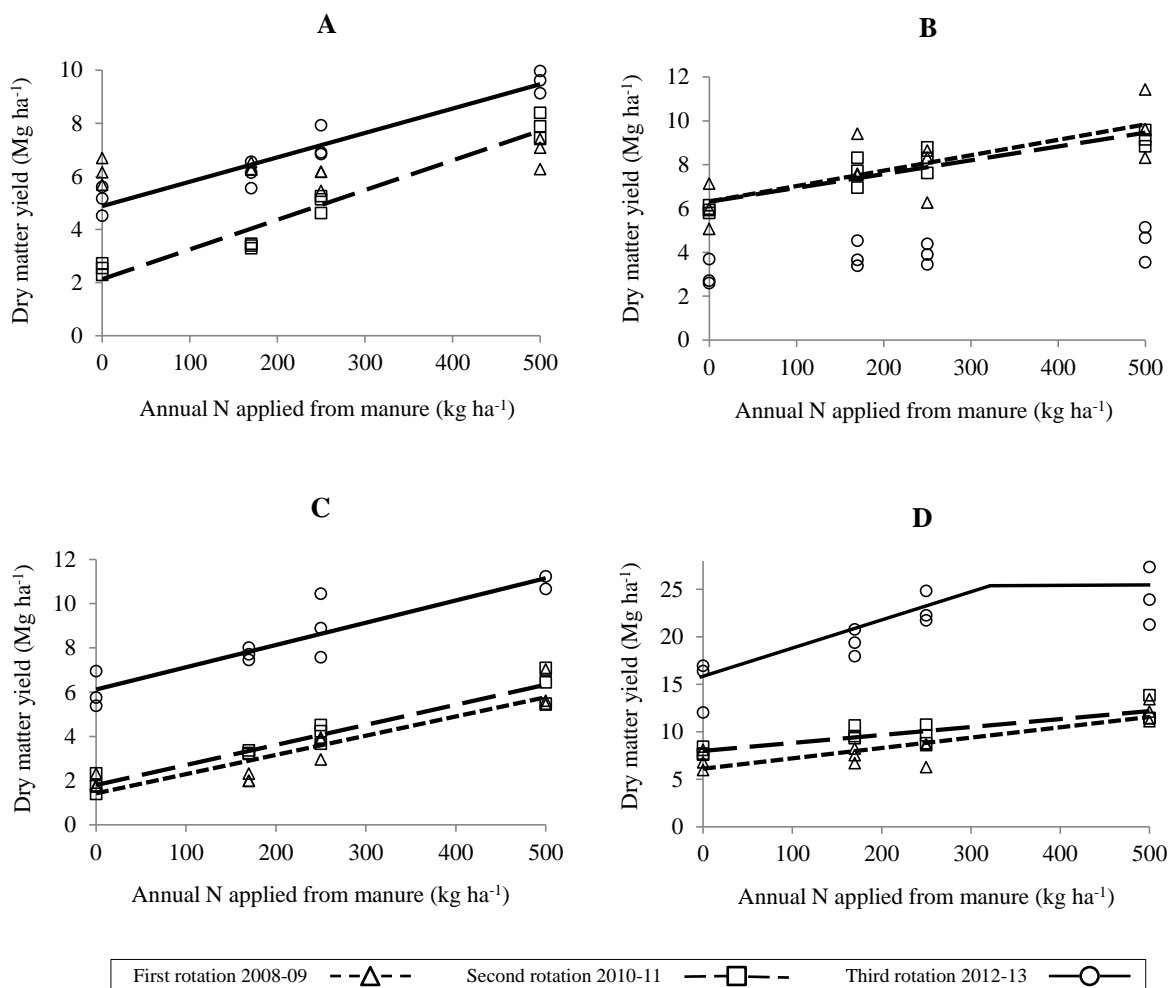


Figure 2.4. Yields of different winter (A: oat; C: ryegrass) and summer (B: sorghum; D: maize) crops related to the N applied as manure (170, 250 and 500 kg N ha⁻¹ year⁻¹). A manure rate equivalent to 170 kg N ha⁻¹ year⁻¹ was applied at sowing of the summer crop (which means that, in 2007-08, no manure was applied before the oat crop). The manure rates of 250 and 500 kg N ha⁻¹ year⁻¹ were fractioned in both annual sowings: 100 or 250 kg N ha⁻¹ for the winter crop and 150 or 250 kg N ha⁻¹ year⁻¹ for the summer crop, respectively. The relationships, as equations, are described in Table 2.5.

2.3.2. Nitrogen uptake

Nitrogen content and uptake were affected by fertilization rates (Tables 2.7 and 2.8), although in maize they interacted with the cropping season. The great variations in maize yield were associated with N uptake (Table 2.8), which oscillated (as annual average) from 101 and 115 kg N ha⁻¹ (first and second season) to 235 kg N ha⁻¹ in the third. In sorghum, N content was very variable, from 7.7 to 8.8 g N kg⁻¹ DM (averages of the first and second year) to 23.9 in the third season. The average maximum values

of N uptake for each crop were recorded in the T2.2 treatment, reaching 106, 98, 122 and 181 kg N ha⁻¹ for oat, sorghum, ryegrass and maize, respectively (Table 2.8). This means a maximum of 215 kg N ha⁻¹ for the oat-sorghum annual sequence and 443 kg N ha⁻¹ for ryegrass-maize (Table 2.8). Summer crops removed more N than winter crops. In the oat-sorghum sequence, N uptake by sorghum equalled 53% of the total N removed, and in the ryegrass-maize sequence, N uptake by maize equalled 67%.

2.3.3. Evolution of soil nitrate content

The average nitrate soil content (0-90 cm depth) was lowest at the start of the experimentation (39.4 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹), and the highest levels were found in years 3, 5 and 6, with 82.7, 88.3 and 89.2 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹, respectively (Fig. 2.5). The control maintained the lowest average content of 55.9 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹, and treatment T2.1 the highest (94.7 N-NO₃⁻ ha⁻¹), although differences were not statistically analyzed. Manures controlled the N build up in soil (Fig. 2.5) in spite of the occurrence of N residual effects over the cropping seasons. This observation was most obvious when manures were compared with mineral treatments alone (Fig. 2.5) and at manure rates as high as 500 kg N ha⁻¹. Nevertheless, when manures were complemented with minerals (Fig. 2.5), there was a tendency to increase N soil contents.

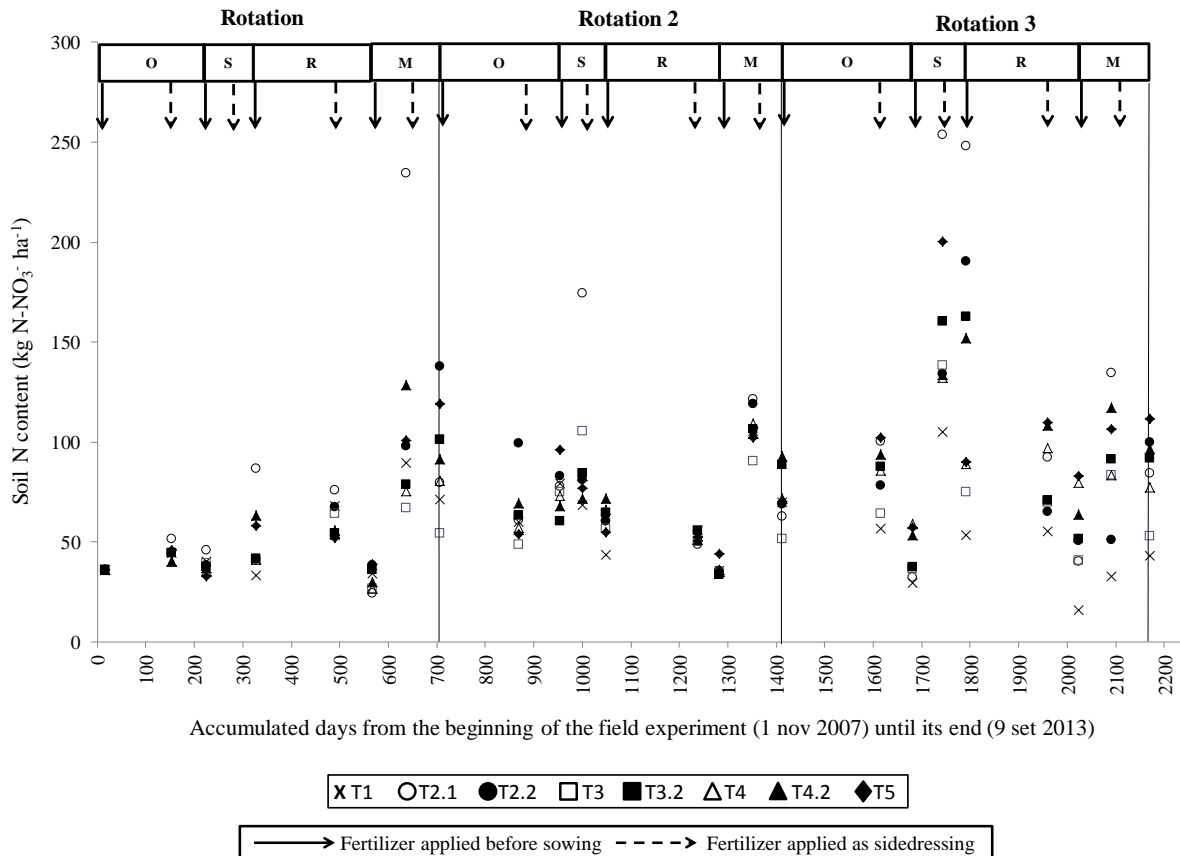


Figure 2.5. Soil NO₃⁻-N content (0-90 cm) in different treatments over the period of six years (three rotations) and for the different crops (O: oat; S: sorghum; R: ryegrass; M:maize). Code letters of treatment groups are given in Table 2.2.

Table 2.7. Nitrogen concentration in crops (g N kg⁻¹ dry matter) for each year (Year) included in the experimentation (from 1 to 6), and for two or three rotations, according to the fertilization treatment^a.

Treatment	Oat						Sorghum						Ryegrass						Maize																																												
	Year 1		Year 3		Year 5		3 rotations ^b			2 last rotations ^b			3 rotations ^b			Year 1		Year 3		Year 5		3 rotations ^b			Year 1		Year 3		Year 5		3 rotations																																
	Year 1	Year 3	Year 3	Year 5	Year 5	Year 5	Year 1	Year 3	Year 5	Year 1	Year 3	Year 5	Year 1	Year 3	Year 5	Year 1	Year 3	Year 5	Year 1	Year 3	Year 5	Year 1	Year 3	Year 5	Year 1	Year 3	Year 5	Year 1	Year 3	Year 5	Year 1	Year 3	Year 5																														
T1	8.1	8.8	8.8	9.3	8.8c	8.8c	6.7	6.4	19.7	13.0e	10.9d	8.8	9.1	9.6	9.2d	7.1d	7.7b	8.4b	7.7b	7.7b	8.4b	7.7b	7.7b	8.4b	7.7b	8.4b	7.7b	8.4b	7.7b	8.4b	7.7b	8.4b	7.7b																														
T2.1	8.6	8.4	8.4	11.6	9.5abc	9.5abc	8.9	8.1	25.9	17.0ab	14.3a	6.9	7.5	13.6	9.3d	9.5bcd	8.5ab	11.9a	8.5ab	8.5ab	11.9a	8.5ab	8.5ab	11.9a	8.5ab	8.5ab	11.9a	8.5ab	8.5ab	11.9a	8.5ab	8.5ab	11.9a																														
T2.2	9.1	9.3	9.3	13.0	10.4a	10.4a	12.9	12.9	24.3	18.6a	14.3a	13.1	12.4	16.6	14.0a	12.4a	11.1a	11.8a	11.1a	11.1a	11.8a	11.1a	11.1a	11.8a	11.1a	11.1a	11.8a	11.1a	11.1a	11.8a	11.1a	11.1a	11.8a																														
T3	9.1	8.6	8.6	10.4	9.4bc	9.4bc	6.8	6.0	21.5	13.7de	11.4cd	10.2	8.6	10.2	9.7d	7.8cd	8.4ab	9.2ab	7.8cd	7.8cd	9.2ab	7.8cd	7.8cd	9.2ab	7.8cd	7.8cd	9.2ab	7.8cd	7.8cd	9.2ab	7.8cd	7.8cd	9.2ab																														
T3.1	8.2	8.3	8.3	10.2	8.9c	8.9c	9.7	9.7	24.5	17.1ab	11.4cd	9.6	9.2	13.2	10.8cd	9.7abcd	10.2ab	10.3ab	9.7abcd	9.7abcd	10.3ab	9.7abcd	9.7abcd	10.3ab	9.7abcd	9.7abcd	10.3ab	9.7abcd	9.7abcd	10.3ab	9.7abcd	9.7abcd	10.3ab																														
T3.2	9.9	8.4	8.4	12.1	10.1ab	10.1ab	6.8	7.2	25.5	18.3a	12.3bc	12.7	11.1	15.8	13.2ab	10.3abc	10.8a	11.5a	10.3abc	10.3abc	11.5a	10.3abc	10.3abc	11.5a	10.3abc	10.3abc	11.5a	10.3abc	10.3abc	11.5a	10.3abc	10.3abc	11.5a																														
T4	8.9	8.7	8.7	10.2	9.3bc	9.3bc	9.2	9.2	22.9	15.0cd	12.3bc	8.1	8.4	11.1	9.2d	8.5cd	10.4ab	9.1	8.5cd	8.5cd	10.4ab	8.5cd	8.5cd	10.4ab	8.5cd	8.5cd	10.4ab	8.5cd	8.5cd	10.4ab	8.5cd	8.5cd	10.4ab																														
T4.1	9.0	8.1	8.1	12.0	9.7abc	9.7abc	9.2	9.2	24.8	17.0ab	12.3bc	8.5	9.0	13.5	10.3cd	9.5bcd	10.6a	10.4	9.5bcd	9.5bcd	10.6a	9.5bcd	9.5bcd	10.6a	9.5bcd	9.5bcd	10.6a	9.5bcd	9.5bcd	10.6a	9.5bcd	9.5bcd	10.6a																														
T4.2	9.6	9.1	9.1	12.6	10.5a	10.5a	9.9	9.9	26.1	18.0a	13.2ab	10.8	9.5	15.3	11.9bc	11.3ab	11.7a	11.0	11.3ab	11.3ab	11.7a	11.3ab	11.3ab	11.7a	11.3ab	11.3ab	11.7a	11.3ab	11.3ab	11.7a	11.3ab	11.3ab	11.7a																														
T5	8.2	9.0	9.0	10.4	9.2bc	9.2bc	8.3	7.5	23.8	15.7bc	13.2ab	7.4	8.1	14.7	9.5d	8.7bcd	9.9ab	10.1	8.7bcd	8.7bcd	9.9ab	8.7bcd	8.7bcd	9.9ab	8.7bcd	8.7bcd	9.9ab	8.7bcd	8.7bcd	9.9ab	8.7bcd	8.7bcd	9.9ab																														
Significance	0.0029																																	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001
Significance of the Y _t * Tr interaction	0.1822																																	0.0678	0.1301	0.0548	0.0374	0.0374	0.0374	0.0374	0.0374	0.0374	0.0374	0.0374	0.0374	0.0374	0.0374	0.0374	0.0374	0.0374	0.0374	0.0374	0.0374	0.0374	0.0374	0.0374	0.0374	0.0374	0.0374	0.0374	0.0374	0.0374	0.0374

Means within a column followed by a different letter are significantly different ($\alpha = 0.05$) according to Tukey-Kramer multiple range test.

^a Acronyms of treatments are described in Table 2.2.

^b If the interaction treatment*year was not significant, separation of means was just done in the three year average and also in years 3 and 5 mean in the sorghum crop.

Table 2.8. N uptake by crops (kg N ha⁻¹ dry matter) for each year (Year) of experimentation (from 1 to 6), and for two or three rotations, according to the fertilization treatment^a.

Treatment	Oat						Sorghum						Ryegrass						Maize					
	Year 1	Year 3	Year 5	3 rotations ^b	Year 1	Year 3	Year 5	2 last rotations	3 rotations	Year 2	Year 4	Year 6	3 rotations ^b	Year 2	Year 4	Year 6	3 rotations	Year 2	Year 4	Year 6	3 rotations			
T1	50	22	48	40g	40	38d	59	49	46c	17	17	58	31f	49c	61b	131c	80	49c	61b	131c	80			
T2.1	68	75	101	81cd	100	80abcd	96	88	92a	44	42	144	77d	118ab	115ab	259a	164	118ab	115ab	259a	164			
T2.2	98	93	126	106a		120a	76	98		109	77	181	122a	148a	144a	251a	181	148a	144a	251a	181			
T3	58	29	64	50gf	56	45cd	83	64	62b	22	28	79	43ef	59bc	83ab	179bc	107	59bc	83ab	179bc	107			
T3.1	65	57	85	69e		83abcd	95	89		42	50	137	79cd	104abc	121ab	243a	156	104abc	121ab	243a	156			
T3.2	84	72	110	89bc		101ab	88	94		82	77	163	107ab	112ab	140a	249a	167	112ab	140a	249a	167			
T4	53	44	73	57f	52	60bcd	90	75	67b	29	35	98	54e	66bc	83ab	238ab	129	66bc	83ab	238ab	129			
T4.1	65	64	112	80cde		87abc	93	90		50	54	143	82cd	116ab	138a	245a	166	116ab	138a	245a	166			
T4.2	84	75	121	93b		97ab	94	95		81	62	145	96bc	133a	139a	269a	181	133a	139a	269a	181			
T5	57	71	99	76de	81	70bcd	106	88	85a	45	51	160	76d	107abc	121ab	283a	170	107abc	121ab	283a	170			
Significance				<0.0001		<0.0001	0.0819						<0.0001					<0.0001			<0.0001			
Significance of the Y _t * Tr interaction				0.0620			0.0012	0.3486					0.0540									0.0071		

Means within a column followed by a different letter are significantly different ($\alpha = 0.05$) to Tukey-Kramer multiple range test.

^a Acronyms of treatments are described in Table 2.2.

^b If the interaction treatment*year was not significant, separation of means was just done in the three year average.

2.4. Discussion

2.4.1. Yield

Oat as a double-crop with sorghum were highly productive: average maximum yields (16.7 Mg ha^{-1} , Table 2.4) were close to maximum values (16.2 Mg ha^{-1}) found in similar systems (Chataway et al., 2011) in Australia. Also, maximum rotation averages for the ryegrass-maize sequence (24.0 Mg ha^{-1} , Table 2.4) were close to maxima ($24.6\text{-}27.6 \text{ Mg ha}^{-1}$) obtained by Grignani et al. (2007), under similar environmental conditions, after 11 years of experimentation, or by Tomasoni et al. (2011), when combining manures and minerals (25.8 Mg ha^{-1}).

The yield variability can be explained by the irregular annual rainfall distribution (Fig. 2.1) which is not unusual in these rainfed systems, as reported by other authors (Trindade et al., 2008). The summer drought in 2012 affected sorghum yields. Besides, in maize, it is known that drought during the reproductive stage affects kernel number and weight (Di Paolo and Rinaldi, 2008). Also, in July and August 2010 and 2012, average temperature was higher than 22.6°C , the threshold from which maize development can be negatively affected (Thompson, 1986).

In winter crops, yields were influenced by N fertilization management. Yields increased when N mineral was applied as sidedressing versus applications at sowing time, due to the importance of N availability at the period of highest N demand (Schröder, 2005a; 2005b). This effect was not observed in summer crops, probably because of the additional N associated with the mineralization of OM (Magdoff, 1978).

Nitrogen residual effects of manures were observed because of higher yields for a similar manure rate in successive rotations, mainly when water availability was not a constraint (Fig. 2.4). Thus, they took advantage of the previous organic N applied, which became available to plants with time (Klausner et al., 1994). We should point out that no organic fertilizer had been applied before the start of the experiment, and the mineral N (ammonium) from the CM applied just accounted for 25% of its total N content (Table 2.3). Whatever the manure rate applied, the residual effect was more evident in summer crops than in winter ones (Table 2.6, Figs. 2.2 and 2.3). This evidence could be explained by the effect of temperatures on the OM mineralization, which increases as temperatures increase (Schvartz et al., 2005), resulting in higher N availability to plants. From the management point of view, this means that the complementary mineral N, to be applied to manured fields, can be reduced with time until the point that it can be suppressed in the CM rate equivalent to $250 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ from the second biennial rotation onwards.

Nevertheless, according to current legislation (European Union, 1991), if a maximum of $170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ from manures is applied, a complement of mineral N will be necessary to achieve the highest yields (from $160 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ to a minimum of $80 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, after the second rotation).

2.4.2. Nitrogen uptake

Differences in the crop development stage at harvest, under different management systems, make it difficult to compare results in N content with references (Table 2.7), such as for the oat-sorghum sequence (Chataway et al., 2011). The high N concentration in sorghum (26.1 g N kg^{-1}), in the third rotation (Table 2.7), was mainly due to the extreme 2012 summer drought which reduced yields (Table 2.4), although it coincided with maximum values ($\sim 26.9 \text{ g N kg}^{-1}$) recorded from Restelatto et al. (2013). In previous years, our maximum N concentration (12.9 g N kg^{-1}), was close to the one reported by Buxton et al. (1999) who achieved 11.5 g N kg^{-1} at the highest N rate (280 kg N ha^{-1}).

Average N concentrations in ryegrass (from 9.2 to 14 g N kg^{-1}) were close to the ones ($8\text{-}10 \text{ g N kg}^{-1}$) from Grignani et al. (2007), and they were in the range obtained by Trindade et al. (2008) with values from 9.2 to 20.5 g N kg^{-1} . Furthermore, average N concentrations in maize (from 7.7 to 11.8 g N kg^{-1}) coincided with Richards et al. (1999), Grignani et al. (2007) and Trindade et al. (2008) with $11.7\text{-}13.1$, $8.0\text{-}11.0$ and $9.0\text{-}12.5 \text{ g N kg}^{-1}$, respectively.

Broadly, the N concentration in plants from controls (no N added) was in the group of the lowest concentrations (Table 2.7). By contrast, the N concentration in plants from the T2.2 treatment was always among the highest ones.

As the annual oat-sorghum sequence is less N demanding than the ryegrass-maize one, N uptake is much higher when maize is present (Table 2.8). However, manure at an equivalent rate of 500 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (T5) is not sustainable, because the N applied doubled uptakes (Table 8). In ryegrass and maize, the N uptake (Table 2.8) was similar to values obtained by Grignani et al. (2007) and Trindade et al. (2008), also in terms of N uptake distribution, being around 33% of the annual N uptake for ryegrass.

2.4.3. Evolution of soil nitrate content

At the initial growing stages, the nitrate values recorded when mineral N was applied at sowing (T2.1) indicate its potential low efficiency when crop N uptake is low. The evolution of nitrates in mineral treatments (T2.1 and T2.2) and in the manure treatment (T4) with the same total amount of applied N (250 kg N ha⁻¹ year⁻¹), indicates that the evolution in T4 is similar when minerals are applied when crop uptake is most vigorous, thus, at sidedressing (T2.2). In general, the highest recorded values in summer (Fig. 2.5) coincided with a high OM mineralization period (Richards et al., 1999). Furthermore, maximum values were recorded after a dry month of July, in August 2012 with a monthly rainfall close to 100 mm (Fig. 2.1). By contrast, the lowest soil N mineral content (46.6 kg N ha⁻¹) was recorded at the summer crop sowing time (late May-June, Table 2.3); thus, after the winter crop cycle. This behavior agrees with Cavalli et al. (2014), in North Italy, in a double-annual crop of barley and maize fertilized with dairy slurries. The tendency to increase soil nitrate content over the six years of experimentation reinforces the evidence of residual effects from manures (Fig. 2.5). At the highest manure rate (T5, 500 kg N ha⁻¹ year⁻¹), the nitrate soil evolution with time (two first rotations) was quite similar to that found with the lower N manure rate and the control. Nevertheless, at the start of the third rotation, it was possible to observe a tendency of differentiation in the amount of nitrate soil content from the control (low values) vs manured treatments. This fact could be a symptom of the effects of soil OM mining in the control plots. This aspect deserves further research based on N and water balances, nature of OM and changes in the soil's content.

2.5. Conclusions

In a biennial rotation of a double-annual forage cropping system, manures applied every year at rates equivalent to 170-250 kg N ha⁻¹ reduce the amount of mineral N needed as sidedressing in successive growing seasons, while maintaining the highest yields. After the second rotation, only the rate of 250 kg N ha⁻¹ makes it possible to save the supplementary mineral N, while maximizing the nutrient recycling within farms with animal husbandry activity. Furthermore, this rate controls soil mineral N content, in the first 90 cm depth, generally below 100 kg N ha⁻¹. When compared with the same rate of mineral fertilizer, figures in minerals can easily double over the summer cropping period, apart from an important fluctuation in the nitrate soil content. Our results make it clear that, in these high demanding N systems, it is possible to increase the amount of N applied in organic form up to 250 kg N ha⁻¹. This last point offers a new insight to be discussed in the framework of the legislation concerning fertilization in nitrate vulnerable zones.

Acknowledgments

This research was financially supported by several institutions involved in the improvement of fertilization practices in La Garrotxa (NE of Spain). These institutions are Garrotxa Volcanic Zone Natural Park, SIGMA Consortium, IRTA-Mas Badia and Department of Agriculture, Livestock, Fisheries

and Food (Generalitat de Catalunya, Catalonia, Spain). This research article received a grant for linguistic revision from the Language Institute of the University of Lleida (2015 call).

References

Borrelli, L., Castelli, F., Ceotto, E., Cabassi, G., Tomasoni, C., 2014. Maize grain and silage yield and yield stability in a long-term cropping system experiment in Northern Italy. *European Journal of Agronomy*, 55, 12-19.

Buxton, D.R., Anderson, I.C., Hallam, A., 1999. Performance of sweet and forage sorghum grown continuously, double-cropped with winter rye, or in rotation with soybean and maize. *Agronomy Journal*, 91, 93-101.

Cavalli, D., Cabassi, G., Borrelli, L., Fuccella, R., Degano, L., Bechini, L., Marino, P., 2014. Nitrogen fertiliser value of digested dairy cow slurry, its liquid and solid fractions, and of dairy cow slurry. *Italian Journal of Agronomy*, 9, 71-78.

Chataway, R.G., Cooper, J.E., Orr, W.N., Cowan, R.T., 2011. The role of tillage, fertiliser and forage species in sustaining dairying based on crops in southern Queensland 2. Double-crop and summer sole-crop systems. *Animal Production Science*, 51, 904-919.

Crabtree, R.J., Prater, J.D., Mbolda, P., 1990. Long-term wheat, sorghum, and grain sorghum double-cropping under rainfed conditions. *Agronomy Journal*, 82, 683-686.

Di Paolo, E., Rinaldi, M., 2008. Yield response of corn to irrigation and nitrogen fertilization in a Mediterranean environment. *Field Crops Research*, 105, 202-210.

European Union, 1991. Council Directive 91/676/EEC, of 12 December 1991, concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. *Official Journal of the European Communities*, L375.

European Union, 2005. Commission Decision 2005/880/EC, of 8 December 2005, granting a derogation requested by the Netherlands pursuant to Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. *Official Journal of the European Communities*, L324.

European Union, 2006. Commission Decision 2006/1013/EC, of 22 December 2006, granting a derogation requested by Germany pursuant to Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. *Official Journal of the European Communities*, L382.

European Union, 2007a. Commission Decision 2007/697/EC, of 22 October 2007, granting a derogation requested by Ireland pursuant to Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. *Official Journal of the European Communities*, L284.

European Union, 2007b. Commission Decision 2007/863/EC, of 14 December 2007, granting a derogation requested by the United Kingdom with regard to Northern Ireland pursuant to Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. *Official Journal of the European Communities*, L337.

European Union, 2008. Commission Decision 2008/64/EC, of 21 December 2007, granting a derogation requested by Belgium with regard to the region of Flanders pursuant to Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. *Official Journal of the European Communities*, L16.

European Union, 2011. Commission Implementing Decision 2011/721/EU, of 3 November 2011, on granting a derogation requested by Italy with regard to the Regions of Emilia Romagna, Lombardia, Piemonte and Veneto pursuant to Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. *Official Journal of the European Communities*, L287.

Generalitat de Catalunya, 1998. Decret 283/1998, de 21 d'octubre, de designació de les zones vulnerables en relació amb la contaminació de nitrats procedents de fonts agràries. DOGC 2760, 13677-13680.

Generalitat de Catalunya, 2004. Decret 476/2004 de 28 de desembre, pel qual es designen noves zones vulnerables en relació amb la contaminació de nitrats procedents de fonts agràries. DOGC 4292, 27067-27070.

Generalitat de Catalunya, 2009a. Acord GOV/128/2009, de 28 de juliol, de revisió i designació de noves zones vulnerables en relació amb la contaminació per nitrats procedents de fonts agràries. DOGC 5435, 61692-61695.

Generalitat de Catalunya, 2009b. Decret 136/2009, d'1 de setembre, d'aprovació del programa d'actuació aplicable a les zones vulnerables en relació amb la contaminació de nitrats que procedeixen de fonts agràries i de gestió de les dejeccions ramaderes. DOGC 5457, 65858-65902.

Generalitat de Catalunya, 2015. Acord GOV/13/2015, de 3 de febrer, pel qual es revisen i s'amplien les zones vulnerables a la contaminació per nitrats procedents de fonts agràries. DOGC 6804.

Goff, B.M., Moore, K.J., Fales, S.L., Heaton, E.A., 2010. Double-cropping sorghum for biomass. *Agronomy Journal*, 102, 1586-1592.

Guillaumes, E., Carrasco, I., Villar, J.M., 2006. Response of wheat to additional nitrogen fertilizer application after pig slurry on over-fertilized soil. *Agronomy for Sustainable Development*, 26, 127-133.

Grignani, C., Zavattaro, L., Sacco, D., Monaco, S., 2007. Production, nitrogen and carbon balance of maize-based forage systems. *European Journal of Agronomy*, 26, 442-453.

Ketterings, Q.M., Godwin, G.S., Swink, S.N., Czymmek, K.J., 2013. Can manure replace the need for starter nitrogen fertilizer?. *Agronomy Journal*, 105, 1597-1605.

Klausner, S.D., Kanneganti, V.R., Bouldin, D.R., 1994. An approach for estimating a decay series for organic nitrogen in animal manure. *Agronomy Journal*, 86, 897-903.

Kurtz, L.T., Boone, L.V., Peck, T.R., Hoeft R.G., 1984. Crop rotations for efficient nitrogen use, in: Hauck, R.D. (Ed.), Nitrogen in crop production. ASA-CSSA-SSSA, Madison, USA, pp. 295-306.

Magdoff, F.R., 1978. Influence of manure application rates and continuous corn on soil-N. *Agronomy Journal*, 70, 629-632.

Perramon, B., Calm, E., Pijuan, J., Bassols, E., Falgarona, L., Palou, O., Puiguriguer, M., Zapata, J., Mazón, J., 2011. Agriculture and livestock in the Garrotxa Volcanic Zone Natural Park. La Garrotxa Volcanic Zone Natural Park, Generalitat de Catalunya. Olot, Catalonia, Spain. Available at: <http://www.gencat.cat/parcs/garrotxa> (accessed 24.06.15).

Restelatto, R., Pavinato, P.S., Sartor, L.R., Paixão, S.J., 2014. Production and nutritional value of sorghum and black oat forages under nitrogen fertilization. *Grass and forage science*, 69, 693-704.

Richards, I.R., Turner, I.D.S., Wallace, P.A., 1999. Manure and fertilizer contributions to soil mineral nitrogen and the yield of forage maize. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 55, 175-185.

SAS Institute, 2002-2012. SAS/STAT. Software v 9.4. SAS Institute Inc., Cary, NC, USA.

SAS Institute, 2010. JMP 9 Statistical Software. SAS Institute Inc, Cary, NC, USA.

Schröder, J., 2005a. Revisiting the agronomic benefits of manure: a correct assessment and exploitation of its fertilizer value spares the environment. *Bioresource Technology*, 92, 253-261.

Schröder, J.J., 2005b. Manure as a suitable component of precise nitrogen nutrition. Proceedings 574. The International Fertiliser Society. York, United Kingdom.

Schvartz, C., Muller, J.C., Decroux, J., 2005. Guide de la fertilization raisonnée. France Agricole, Paris, France.

Sieling, K., Ni, K., Kage, H., 2014. Application of pig slurry - First year and residual effects on yield and N balance. *European Journal of Agronomy*, 59, 13-21.

Soil Survey Staff, 2014. Keys to soil taxonomy (12th ed.). USDA-Natural Resources Conservation Service, United States Government Printing Office, Washington, DC.

Sørensen, P. 2004. Immobilisation, remineralisation and residual effects in subsequent crops of dairy cattle slurry nitrogen compared to mineral fertiliser nitrogen. *Plant Soil*, 267, 85-296.

Thilakarathna, M.S., Serran, S., Lauzon, J., Janovicek, K., 2015. Management of manure nitrogen using cover crops. *Agronomy Journal*, 107, 1595-1607.

Thompson, L.M., 1986. Climatic change, weather variability, and corn production. *Agronomy Journal*, 78, 649-653.

Tomasoni, C., Borrelli, L., Ceotto, E., 2011. Effect of integrated forage rotation and manure management on yield, nutrient balance and soil organic matter. *Italian Journal of Agronomy*, 6, 55-60.

Trindade, H., Coutinho, J., Jarvis, S., Moreira, N., 2008. Effects of different rates and timing of application of nitrogen as slurry and mineral fertilizer on yield of herbage and nitrate-leaching potential of a maize/Italian ryegrass cropping system in north-west Portugal. *Grass and Forage Science*, 64, 2-11.

Van der Straeten, B., Buysse, J., Nolte, S., Lauwers, L., Claeys, D., Van Huylenbroeck, G., 2012. The effect of EU derogation strategies on the compliance costs of the nitrate directive. *Science of the Total Environment*, 421-422, 94-101.

Yagüe, M.R, Bosch-Serra, A.D., Boixadera, J., 2012. Measurement and estimation of the fertilizer value of pig slurry by physicochemical models: Usefulness and constraints. *Biosystems Engineering*, 111, 206-216.

Yagüe, M.R., Quílez, D., 2013. Residual effects of fertilization with pig slurry: double cropping and soil. *Agronomy Journal*, 105, 70-78.

Zavattaro, L., Monaco, S., Sacco, D., Grignani, C., 2012. Options to reduce N loss from maize in intensive cropping systems in Northern Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 147, 24-35.

Capítol 3: Organic fertilization in a rainfed double-annual cropping system: implications for nitrogen leaching

Organic fertilization in a rainfed double-annual cropping system: implications for nitrogen leaching

B. Perramon^{1,2}, F. Domingo³, A.D. Bosch-Serra², J. Boixadera^{2,4}

¹ La Garrotxa Volcanic Zone Natural Park, Olot, Catalonia, Spain

² Department of Environment and Soil Sciences, University of Lleida, Catalonia, Spain

³ IRTA-Mas Badia, Agricultural Experimental Station Mas Badia, La Tallada d'Empordà, Catalonia, Spain

⁴ Department of Agriculture, Livestock, Fisheries and Food, Generalitat de Catalunya, Lleida, Catalonia, Spain

Abstract

The intensification of agricultural systems has increased nutrient demand, and mismanagement in some agricultural areas has led to N groundwater pollution, becoming a serious problem in Europe. Thus, the real goal in areas, where organic materials from livestock are used as fertilizers, is to balance the productive and environmental aspects. In this context, a field experiment was established. It included seven different fertilization strategies based on the application of manure in a biennial rotation of four forage crops: oat-sorghum (first year) and ryegrass-maize (second year) in a humid Mediterranean area and on a sandy loam soil. The field experiment was maintained during six years (three complete rotations). Fertilization treatments included one control (no-N), two treatments with different manure rates (170 and 250 kg N ha⁻¹year⁻¹), and four treatments where the two manure rates were complemented with either 80 or 160 kg mineral N ha⁻¹ year⁻¹. The treatments were distributed randomly in each of three blocks. The N leached did not differ between the two manured fertilization strategies (170 and 250 kg N ha⁻¹year⁻¹) with values oscillating between 55 and 77 kg N leached ha⁻¹ rotation⁻¹. These figures were double of the amount of N leached in the control treatment. The highest amount of N leaching occurred in autumn, when high precipitation and low crop demand coincided with relatively high mineral N contents in the soil. Therefore, a double-annual cropping system is a feasible option to control N leaching and to improve the circular economy in humid Mediterranean environments.

Keywords: nitrogen leached, fodder rotation, manure, Mediterranean environment.

Abbreviations: P1w, in winter crops the period from pre-sowing to sidedressing fertilization; P2w, in winter crops the period from sidedressing to crop harvest; P1s, in summer crops the period from pre-sowing to sidedressing fertilization; P2s, in summer crops the period from sidedressing to crop harvest; DW, drained water volume.

3.1. Introduction

Agricultural intensification has been achieved by the introduction of high amounts of inputs (materials and energy) and knowledge (e.g. plant and animal breeding) in agricultural systems. In some cases, the yield increment has led to serious environmental impacts. Underground water pollution is a current problem that affects several agricultural areas of Europe (Eurostat, 2016; European Union, 1991).

Currently, the N contamination of the subterranean waters is the biggest environmental threat, mainly because of an inadequate management of N fertilizers. In some agricultural areas, an imbalance between the amount of available organic fertilizer and the needs of the crop can lead to situations of over-fertilization. Good fertilization practices have to allow for there being sufficient N available to satisfy crop demand (which varies during the crop cycle), but desynchronization between availability and plant demand must be also avoided. On manure applications, facing N leaching with other productive variables will allow to define good fertilization strategies from both the environmental and productive points of view. In manure fertilized systems, the N leached is a factor which must be taken into account along with the residual effect of the organic matter applied and also, how organic N is transformed in the soil to inorganic N by mineralization. Manure characteristics (origin, storage time and management), climate and soil are the main parameters that affect the residual effect of manure (Klausner et al., 1994). Uncertainties about manure characteristics and in the mineralization tax of the organic N can lead to its inadequate use as fertilizer. The main N form contained in the manure is organic, and this is converted to mineral N gradually following the rule of decreasing series (Schröder, 2005). The residual available N from manures is added to the general soil organic matter mineralization. Furthermore, the solubility of mineral N forms facilitates its loss by leaching.

Different actions are taken to improve water quality, such as the establishment of nitrate vulnerable areas, where the maximum total N that can be applied from organic fertilizers is $170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ (European Union, 1991). However, N leaching is not a steady constant throughout the year.

In wet climates, where only one summer crop is implanted during the year, the main amount of N leached is recorded in the period of non-crop establishment, when precipitation is combined with high contents of residual N in the soil. In contrast, in most arid or semi-arid Mediterranean climates, with low precipitation during the fallow period, drainage mainly occurs during the irrigation period (Daudén and Quílez, 2004). When crops are implanted at two seasons throughout the year, the periods with the greatest risk of N leaching are concentrated at crop establishment and during the earliest developing stages for each crop when low nutrients extraction occurs (Aparicio et al., 2008).

The agricultural systems in humid Mediterranean areas are prone to N leaching even though water is not always available. In these areas, double cropping systems are seen as an attractive alternative to control N leaching while maintaining farmers' income. These systems increase water and nutrient demand and may reduce the volume of drainage water and the N concentration of this water, so they can help to reduce the amount of N leached (Krueger et al., 2012; Zavattaro et al., 2012; Salmerón et al., 2010; Quemada et al., 2013; Parkin et al., 2006).

Fertilization with organic materials requires some years with continuous application in order to reach a steady state for the accumulation of residual effect from these organic materials (Schröder, 2005). Climate variability, that partly determined N leached, makes it difficult to obtain in the short time conclusive results that allow establishing management strategies. It is not recommended to develop agricultural policies that are based on results of experiments done during 3 or fewer years, this was established by Goulding et al. (2000) through their work undertaken in the Broadbalk experiment (Rothamsted, UK). Therefore, it is clear that the experiments where N leached is evaluated, should be planned for a medium term or longer, especially if with the applied fertilization are used organic materials.

The hypothesis of our work is that in humid Mediterranean areas, where fertilization is based on the use of organic materials, N leaching can be controlled below acceptable limits when a double-annual

crop system is established, although the success in the control of N leaching will be linked to the medium-term organic fertilization strategy adopted.

The area where the experiment was established (NE Spain) is designated as a nitrate vulnerable zone (Generalitat de Catalunya, 1998; 2004; 2009; 2015). There is a high stockbreeder activity with bovine and porcine being the most abundant (75% of livestock of the zone) (Perramon et al., 2011), so organic materials are readily available for use as fertilizers. The main crops are arable ones, many of them as fodder crops, although grain crops and pastures are also implanted in the area. Precipitation (about 1000 mm year⁻¹), which is more abundant in spring and autumn (Table 3.1) is sufficient to permit a rainfed double-annual cropping system.

The aim of the study is to evaluate, in a double-annual cropping system, the effect of different manure fertilization strategies on the reduction of N leaching. The linked sub-objectives are i) to quantify the amount of N leached and its distribution at different periods throughout the year and ii) to identify the conditions or parameters that favor N leaching.

The establishment of fertilization strategies that allow good yields while minimizing the negative environmental effects, especially the amount of leached N to the groundwater, will benefit the circular economy in the area through the closure of nutrient cycles. The circular European economy package (European Commission, 2017) includes legislative proposals to increase recycling and reuse. The results should facilitate the adoption of appropriate fertilization strategies in the broad sense.

Table 3.1. Monthly precipitation average (mm) from data recorded in the meteorological station located 4 km away from the field experiment.

Month	Precipitation (mm)						
	15 years mean	2009-13 mean	2009	2010	2011	2012	2013
January	39	37	49	53	56	13	16
February	45	33	40	81	10	1	32
March	89	137	42	82	304	60	198
April	87	104	147	68	97	64	145
May	105	106	19	180	153	85	92
June	81	84	93	116	131	39	43
July	66	80	62	20	176	6	134
August	86	82	42	132	53	93	91
September	88	88	53	164	95	90	40
October	94	114	71	280	63	117	38
November	86	110	24	25	292	37	173
December	55	18	36	40	2	1	13
Total	921	994	676	1241	1432	607	1014

3.2. Materials and methods

A double-annual forage crop experiment was carried out during six years (from October 2007) in a commercial agricultural field at La Garrotxa Volcanic Zone Natural Park (Catalonia, NE Spain; 42° 08' 32" N, 2° 30' 10" E, altitude 534 masl).

3.2.1. Soil and climate description

At the experimental site, the soil is classified as Fluventic Eutrudept (Soil Survey Staff, 2014). It is a well-drained sandy loam soil (Table 3.2). The area has a humid Mediterranean climate (Perramon et al., 2011) with 921 mm of annual average precipitation and an annual average temperature of 12.5°C (period 2000-15) without long dry periods in summer. During the experimental period, weather data (Table 3.1) were collected from a meteorological station situated four kilometres from the experimental field.

Average annual precipitation during the trial period was similar to the fifteen years average data, although, there were remarkable differences between years (Table 3.1). Annual precipitation was higher than 1200 mm in years 2010 and 2011, and lower than 700 mm in 2009 and 2012. Precipitation during 2013 was close to the average for the trial period (Table 3.1).

In this area and agricultural system, crops are usually grown under rainfed conditions, and irrigation may be used only in some cases when a long dry period occurs.

3.2.2. Experimental design

Crop rotation was based on a double-annual forage crop system. A two year rotation was established: i) oat (*Avena sativa* L.) - sorghum (*Sorghum bicolor* L.) in the first year, and ii) ryegrass (*Lolium multiflorum* L.) - maize (*Zea mays* L.) in the second one. The trial lasted for three rotation periods (six years).

The fertilization experiment was designed as a randomized complete block, with seven annual fertilization treatments and three replicates. Each single plot measured 50 m² (5 m * 10 m). No organic materials had been applied in the experimental field previously to the establishment of the experiment.

Fertilization treatments were planned for the whole year and not for a single crop only. They included: i) a control (no N applied), ii) two N rates (170 and 250 kg N ha⁻¹ year⁻¹) from cattle manure applied at sowing of the summer crop for the 170 kg N ha⁻¹ year⁻¹ rate but split between both crop sowings in 100 and 150 kg N ha⁻¹ year⁻¹ for the winter and summer crop respectively, at the 250 kg N ha⁻¹ year⁻¹ rate (Table 3.3) and iii) the two manure rates were also complemented with 80 or 160 kg N ha⁻¹ year⁻¹ from mineral N fertilizer as sidedressing (with unequal partitioning between both crops). Several days before each time of application, manure was sampled and analyzed (Table 3.4) in order to adjust the manure application rate (Table 3.3). Mineral N was applied as urea (Table 3.3), following the common practice on the commercial agricultural fields.

Manure and mineral fertilizers were manually applied and mechanically incorporated into the soil less than twenty-four hours after application.

Phosphorus and K with a binary fertilizer (0-14-14) and with potassium sulfate (50% K₂O) were also applied at different rates in the control (T1) and in the treatments with a low manure rate (170 kg N ha⁻¹ year⁻¹) in order to achieve in all of them an annual application of 130 kg P₂O₅ ha⁻¹ and 260 kg K₂O ha⁻¹. From the third year onwards, K was increased up to 380 K₂O ha⁻¹ year⁻¹. These amounts were expected to cover crop uptake and to ensure crop N response.

3.2.3. Yield and nitrogen uptake

Winter crops were harvested in May and summer crops in September-October each year. Yield was determined for every crop by harvesting the central part (12 m²) of each plot. Total fresh biomass was immediately measured in the field and a sample for each plot was collected and stored at 4°C, for less than 48 hours. Dry matter content was determined by recording fresh and dry weight, after drying at 60°C, of each crop sample. Crop N content was measured and its N content was determined by Kjeldahl digestion in the first year and by an NIR spectroscopy procedure from the second year onwards on all dry samples. Nitrogen uptake was determined from yield and crop N content results.

Table 3.2. Chemical and physical soil characteristics determined on a soil profile of the experimental field in 2009.

Horizons	Depth (cm)	Chemical parameters					Physical parameters							
		pH (potentiometry, 1:2.5)	Electrical conductivity (1:5, dS m ⁻¹ , 25 °C)	Carbonates (Calcimeter Bernard method, g kg ⁻¹)	Organic matter (Walkley-Black, g kg ⁻¹)	Total N (Kjeldahl, g kg ⁻¹)	Field capacity ^a (w/w, %)	Permanent wilting point ^b (w/w, %)	Apparent density (kg m ⁻³)	Coarse elements (v/v, %)	Water holding capacity (mm)	Particle size distribution (g kg ⁻¹)		
											Sand (2-0.05 mm)	Silt (0.05-0.002 mm)	Clay (<0.002 mm)	
Ap1	0-20	8.0	0.12	38	18	1.1	17.1	8.4	1450	0	25.3	587	254	159
Ap2	20-30	7.9	0.15	24	16	0.9	17.1	8.4	1500	0	13.1	634	204	162
Bw1	30-55	8.1	0.13	22	11	0.6	16.2	8.2	1600	0	31.8	600	232	168
Bw2	55-100	8.2	0.12	29	10	0.4	15.5	7.5	1600	20	46.0	638	196	166

^a Determined through gravimetric measures of soil water content at different moments after 48 h of abundant precipitation.

^b Determined at laboratory through Richard's plate methodology.

3.2.4. Nitrogen leached

The agronomic year was split into four periods, two main periods for each crop, which were subdivided into two intervals between fertilizer applications. In winter crops the first interval lasted from pre-sowing to sidedressing fertilization (approximately from October to mid-March, P1w); and the second interval from sidedressing to crop harvest (approximately from mid-March to May, P2w). In summer crops the first interval lasted from pre-sowing to sidedressing fertilization (approximately from June to July, P1s); and the second interval from sidedressing to crop harvest (approximately from August to September, P2s).

From the third year onwards, after the first rotation period, the amount of N leached (NL) was measured in five selected treatments: control (T1), manured plots at 170 (T3) and 250 (T4) kg N ha⁻¹ year⁻¹, and manured plots complemented with 160 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (from mineral fertilizer as sidedressing) at 170 (T3.2) and 250 (T4.2) kg N ha⁻¹ year⁻¹ from manure (Table 3.3). The N leached (NL) was obtained as the product of the drained water volume (DW) by its N concentration (NC) (Eq. 1). It was calculated for periods of about one month.

$$NL = DW * NC \text{ (kg N ha}^{-1}\text{)} \quad \text{Equation [1]}$$

Nitrogen leached (NL) in manured treatments receiving 80 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (from mineral fertilizer as sidedressing), T3.1 and T4.1 (Table 3.3), was obtained by interpolating from treatments T3-T3.2 and T4-T4.2, respectively. Treatments T3, T3.1 and T3.2 had received the same amount of manure, and the difference among them was the amount of mineral N applied as sidedressing (Table 3). T4, T4.1 and T4.2 had also received the same amount of manure among them and increased sidedressing N rates, respectively. Interpolation was not linear and it took into consideration N uptake of each treatment in comparison with the corresponding treatments without mineral fertilizer application (T3 and T4).

Two ceramic suction cups were installed in all plots for the five selected treatments at a depth of 100 cm (maximum rooting depth for implanted crops). Installation suggestions from Lord and Shepherd (1993) were followed in order to maximize cup-soil contact and to avoid preferential flow. Ceramic cups are well adapted to sample soil solutions in sandy loam soils (Addiscott, 1990), such as that in the present well drained field trial: this is not the case for poorly drained heavy clay soils, as reported by Hatch et al. (1997).

Vacuum was periodically produced in each cup to sample the soil solution at the installation depth. Samples were obtained at different moments throughout the year, about 30 days apart, but which varied depending on precipitation events.

Nitrate-N content of each soil solution sample was determined by ionic chromatography of all soil solution samples collected.

The volume of drained water below 100 cm depth was estimated through the water balance method, for each period between soil solution collections from ceramic cups and for each plot of the five selected treatments. Those periods were of about one month. Drained water volume (DW) was estimated (Eq. 2), from precipitation (P), actual crop evapotranspiration (ET_c) and the variation in soil water (ΔWR) between the start and the end of each period. Neither runoff nor evaporation from free surface water were considered, as heavy and intense precipitation events were rare, water quickly infiltrated into the soil and the field slope was low.

$$DW = P - ET_c \pm \Delta WR \text{ (mm)} \quad \text{Equation [2]}$$

Precipitation (P) was obtained from meteorological data of the nearest weather station. Crop evapotranspiration (ET_c) was established according to Allen et al. (1998) by a daily water balance in order adjust ET_c actual to soil water content. Direct soil evaporation and crop transpiration varied through the crop development cycle, depending on crop development stage and proportion of soil

covered by the crop. When there was no crop in the field, 100% evaporation was considered. When crop soil cover was maximal, 10% evaporation and 90% crop transpiration was used (Allen et al., 1998).

Soil water content, to calculate Δ WR, was measured using a frequency domain reflectometry (FDR) device. One access tube was carefully installed, to secure good contact between soil and the tube, in each assessed plot. The FDR device carried six sensors, placed at 10, 20, 30, 40, 60 and 100 cm depth. Measures from the device were calibrated against soil water content measured by the gravimetric method at different depths and sampling times. FDR measures were taken every time that the soil solution was sampled and then, soil water content was estimated. Δ WR was calculated for each period from soil water content estimations at the initial and final moment of the period.

Table 3.3. Description of the fertilization treatments. Cattle manures (CM)^a and mineral fertilizers (MN)^b were annually applied at sowing or/and as sidedressing in winter and summer crops with variable rates in the different treatments.

Treatment		Annual nitrogen fertilization (kg N ha ⁻¹)					
		Winter crop (oat or ryegrass)			Summer crop (sorghum or maize)		
Acronym	Description	Manure at sowing	Mineral at sowing	Mineral as sidedressing	Manure at sowing	Mineral at sowing	Mineral as sidedressing
T1	Control	0	0	0	0	0	0
T3	Manure (170CM)	0	0	0	170	0	0
T3.1	170CM + 80MN	0	0	30	170	0	50
T3.2	170CM + 160MN	0	0	60	170	0	100
T4	Manure (250CM)	100	0	0	150	0	0
T4.1	250CM + 80MN	100	0	30	150	0	50
T4.2	250CM + 160MN	100	0	60	150	0	100

^a Numbers before the CM acronym indicate the nitrogen applied (kg N ha⁻¹) from cattle manure.

^b Numbers before the MN acronym indicate the nitrogen applied (kg N ha⁻¹) from mineral (urea, 46% N) as sidedressing.

3.2.5. Soil N-NO₃⁻ content

Soil N-NO₃⁻ content was measured four times a year, before sowing and sidedressing fertilization of every crop, for each plot. Soil was sampled at 0-30, 30-60, and 60-90 cm depth and, at some moments, also at 90-120 cm depth. Each composite sample was obtained from two subsamples. Samples were stored at 4°C until extraction with demineralized water was carried out and N-NO₃⁻ content analyzed by ionic chromatography.

3.2.6. Statistical analysis

An analysis of variance (ANOVA) was performed for the amount of mineral N soil content and N leached according to a GLM procedure. Treatment and year variables were included in the model as fixed effects. Block was included as a random effect. Nitrogen soil content and N leached variables analysis were also performed for each period. If the analysis of variance was significant, separation of means was carried out following the Duncan or Tukey-Kramer multiple range test ($\alpha = 0.05$). The statistical analysis was performed using the statistical package SAS v9.4 (SAS Institute, 2002-2012).

Table 3.4. Nitrogen composition of cattle manure used in the experiment during six years.

Established crop	Agronomic year	Dry matter (g kg ⁻¹)	Manure composition ^a (g kg ⁻¹)		
			Total N	Organic N	N-NH ₄ ⁺
Oat	2007-08	181	3.76	2.36	1.40
Sorghum		44	3.10	1.70	1.40
Ryegrass	2008-09	219	5.14	4.70	0.44
Maize		184	2.95	1.91	1.04
Oat	2009-10	291	5.84	5.22	0.62
Sorghum		163	4.23	3.34	0.89
Ryegrass	2010-11	153	5.42	4.86	0.56
Maize		182	3.35	2.25	1.10
Oat	2011-12	162	3.39	2.01	1.39
Sorghum		320	6.15	3.45	2.70
Ryegrass	2012-13	336	5.46	4.35	1.12
Maize		229	4.51	3.28	1.23

^a Nutrient composition of manures is expressed on a fresh weight basis.

Table 3.5. Precipitation, evapotranspiration and maximum crop evapotranspiration for different periods of crop developments during the two last rotations from 2009 (year 3) to 2013 (year 6).

Crop	Year	Period ^a	Period duration		Precipitation (mm)	ET _o (mm)	ET _c maximum (mm)
			Initial date	Final date			
Oat	2009-10	P1w	02/10/2009	18/03/2010	328	220	205
		P2w	19/03/2010	11/05/2010	230	144	147
Sorghum	2010	P1s	12/05/2010	28/07/2010	171	321	306
		P2s	29/07/2010	16/09/2010	232	176	186
Ryegrass	2010-11	P1w	17/09/2010	21/03/2011	739	252	228
		P2w	22/03/2011	09/05/2011	148	143	138
Maize	2011	P1s	10/05/2011	18/07/2011	340	276	259
		P2s	19/07/2011	16/09/2011	178	213	235
Oat	2011-12	P1w	17/09/2011	03/04/2012	515	331	300
		P2w	04/04/2012	21/06/2012	183	261	264
Sorghum	2012	P1s	22/06/2012	09/08/2012	23	230	209
		P2s	10/08/2012	25/09/2012	118	175	177
Ryegrass	2012-13	P1w	26/09/2012	12/03/2013	400	209	200
		P2w	13/03/2013	13/05/2013	200	158	155
Maize	2013	P1s	14/05/2013	22/07/2013	241	261	259
		P2s	23/07/2013	10/10/2013	186	275	303

^a Period P1 covers from previous crop harvest to current crop sidedressing. Period P2 covers from sidedressing to harvest of current crop. Letters following P1 and P2 is referred to winter crop (w) or to summer crop (s).

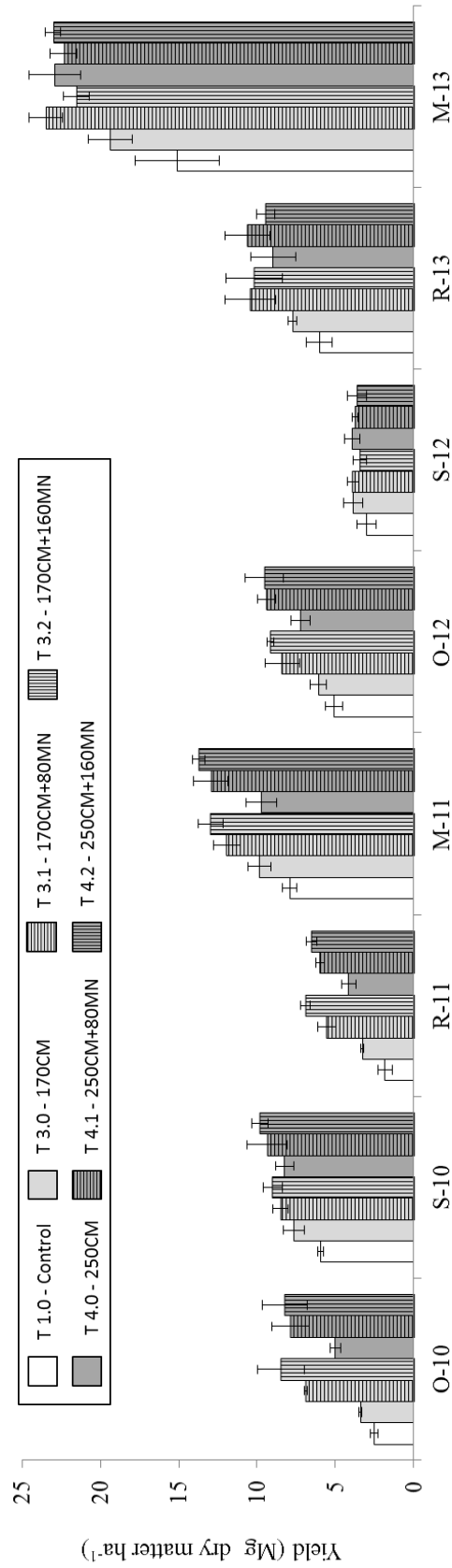


Figure 3.1. Annual yields (Mg ha⁻¹ on a dry matter basis) for years and treatments in which N leached was determined (from 3 to 6). Treatments include a control (T1.0, no nitrogen) and cattle manure (CM) rates equivalent to 170 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (T3.0) and 250 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (T4.0). Treatments T3.0 and T4.0 are complemented by mineral nitrogen (MN) at a low rate of 80 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (F3.1 or F4.1) or with a high rate of 160 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (F3.2 or F4.2). Letters on abscises indicate crop (O: oat; S: sorghum; R:ryegrass; M: maize) and numbers the agronomic year.

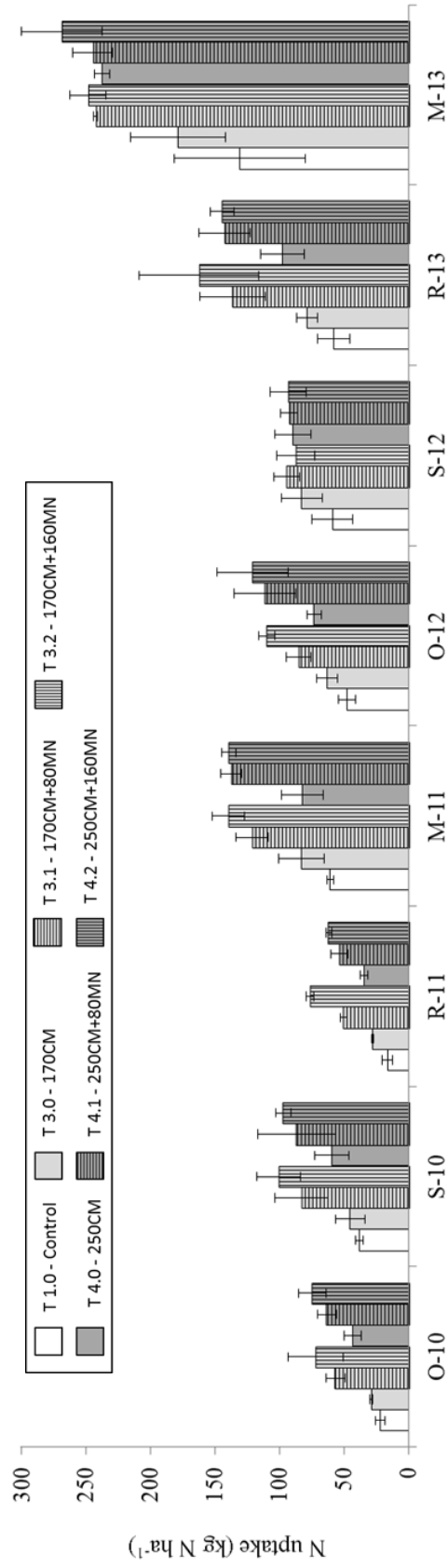


Figure 3.2. Annual N uptake (kg N ha^{-1}) for years and treatments in which N leached was determined (from 3 to 6). Treatments include a control (T1.0, no nitrogen) and cattle manure (CM) rates equivalent to 170 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ (T3.0) and 250 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ (T4.0). Treatments T3.0 and T4.0 are complemented by mineral nitrogen (MN) at a low rate of 80 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ (F3.1 or F4.1) or with a high rate of 160 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ (F3.2 or F4.2). Letters on abscises indicate crop (O: oat; S: sorghum; R: ryegrass; M: maize) and numbers the agronomic year.

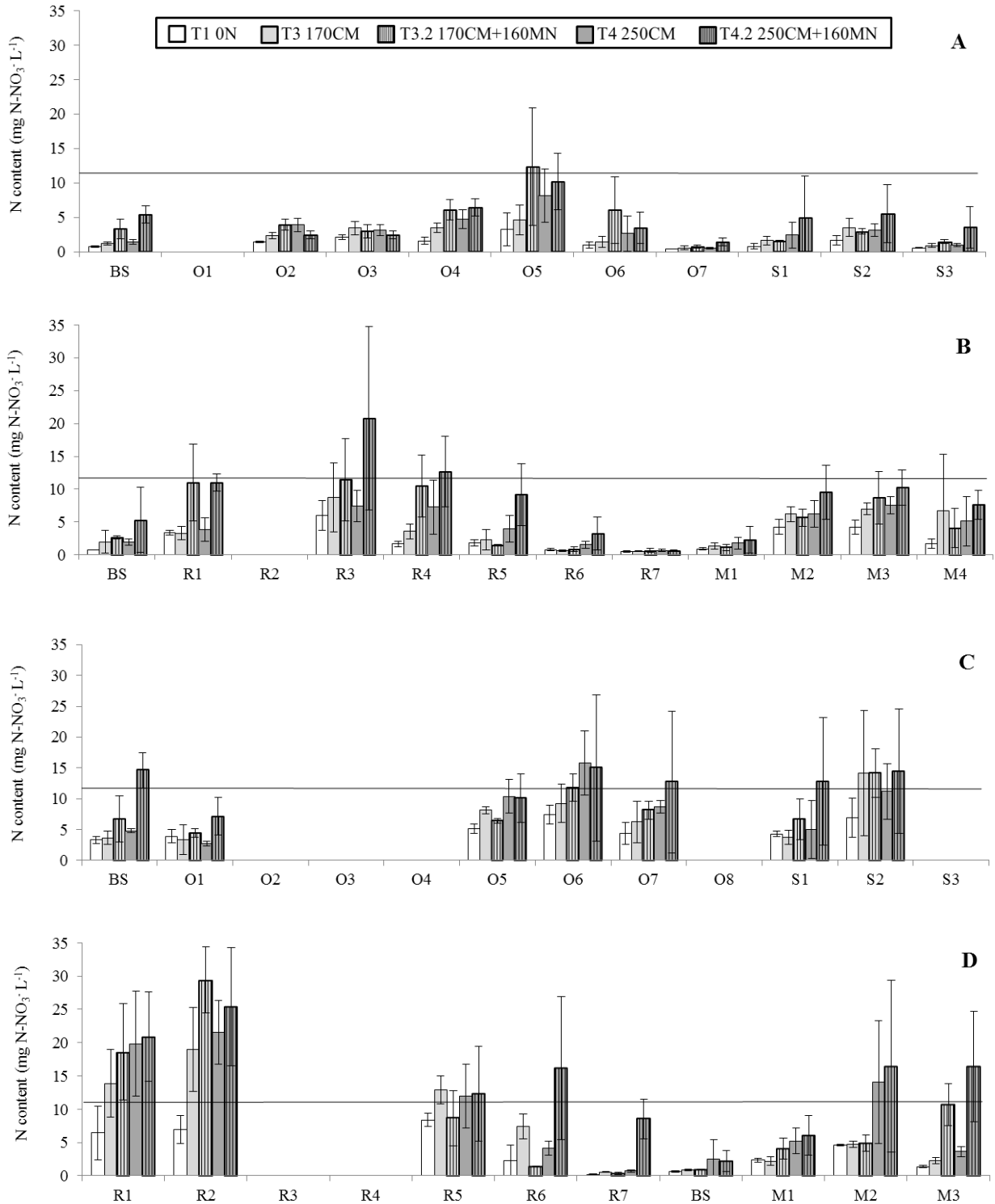


Figure 3.3. N content of the drained water in each one of the evaluated periods which lasted one month approximately. Each period is named with the initial letter of the implanted crop (O: oat; S: sorghum; R: ryegrass; M: maize), followed by a number indicating the order of the period within each crop, or with BS (bare soil) when no crop was established. The continuous line indicates the potability limit of water (European Union, 1998) corresponding to 11.3 mg N-NO₃⁻ L⁻¹. Different graphs correspond to different evaluated years (A: 2009-10, B: 2010-11, C: 2011-12, D: 2012-13). In the legend, numbers preceding the CM acronym indicate the annual rate of nitrogen supplied (kg N ha⁻¹) through cattle manure applications; numbers preceding the MN acronym indicate the annual rate of nitrogen applied (kg N ha⁻¹) as urea (46% N) as sidedressing. On the control treatment no N was applied (0 N).

Table 3.6. N leached (kg N ha^{-1}) in different periods for the evaluated treatments in the last two rotations from year 2009 (year 3) to year 2013 (year 6).

Treatment*	N leached† ($\text{kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$)															
	Agronomic year 2009-10				Agronomic year 2010-11				Agronomic year 2011-12				Agronomic year 2012-13			
	Oat		Sorghum		Ryegrass		Maize		Oat		Sorghum		Ryegrass		Maize	
P1w	P2w	P1s	P2s	P1w	P2w	P1s	P2s	P1w	P2w	P1s	P2s	P1w	P2w	P1s	P2s	
T1	2	2	0	2	15 c	0	4	3	12 b	4	1	3	16	1 b	2	3 b
T3	4	3	1	3	17 ce	0	6	7	13 b	4	1	5	29	4 ab	1	4 b
T3.1	5	5	1	3	27 bce	0	5	8	17 b	4	1	5	30	3 ab	2	4 b
T3.2	7	10	1	3	37 bc	0	4	7	20 ab	5	1	7	31	1 b	3	6 ab
T4	5	4	1	3	23 bce	1	7	7	16 b	8	1	4	32	2 b	4	9 ab
T4.1	6	6	1	5	41 ab	1	8	7	28 ab	9	3	3	34	5 ab	4	11 ab
T4.2	6	7	2	6	58 a	2	10	10	39 a	9	4	1	35	12 a	4	13 a

† Period P1 covers from previous crop harvest to the current crop sidedressing. Period P2 covers from sidedressing to the harvest of current crop. Letter following P1 and P2 is referred to winter crop (w) or to summer crop (s). Means of treatments followed by different letter are significantly different at $p < 0.05$ according to the Tukey-Kramer test.

* Acronyms of treatments are described in Table 3.3.

3.3. Results

3.3.1. Yield and nitrogen uptake

Yields produced were lower than those which can potentially be produced in the zone when irrigation is available, especially for the summer crops. The crop stage which is affected by a drought period influences the final yield: in maize for example, the flowering stage the most sensitive (Steduto et al., 2012). In this context precipitation distribution is as important as its absolute value, in order to have good conditions of soil humidity continuously. Nevertheless, this reduction in yields was not as serious as total precipitation figures might indicate, mainly because rainfall distribution helped to minimise the effects of lack of water in some periods (Table 3.5) and to maintain good soil humidity conditions. Besides, differences in ET_c among fertilization treatments, and for the different crop stages, were very low in the experiment because crop development was similar, thus water balance was also similar, including drainage out of the system. Maximum drainage occurred in the fourth year and minimum in the fifth year. The greatest amounts of drainage occurred during P1w (mainly autumn), before winter crop sidedressing, and this accounted for more than half of the annual drainage. That which occurred during the whole winter crop (P1w + P2w) accounted for almost 70 % of total drainage.

The association ryegrass-maize achieved higher maximum yields, around 33.9 Mg ha⁻¹ (Fig. 3.1), than the oat-sorghum one. The maximum uptakes of N were 215 kg N ha⁻¹ in the oat-sorghum rotation and 414 kg N ha⁻¹ in the ryegrass-maize rotation (Fig. 3.2).

3.3.2. Nitrogen content in soil solution

During the four years of measurements, no soil solution was obtainable only in nine of the forty-six sampling periods. Sampling periods lasted about one month. Nevertheless, throughout the thirty-seven periods of measurements, values of nitrate content in soil solution varied. Mean N-nitrate content in the soil solution was 2.9 mg N-NO₃⁻ L⁻¹ for the unfertilized treatment, with the highest value reaching 8.4 mg N-NO₃⁻ L⁻¹ in springtime of the last year (2013). For the fertilized treatments, the mean content reached 6.7 mg N-NO₃⁻ L⁻¹, with the highest value raising of 29.4 mg N-NO₃⁻ L⁻¹, also in 2013. The application of manure tended to increase nitrate content in soil solution, with some exceptions. The application of mineral N also tended to increase nitrate content in the soil solution compared to fertilized treatments receiving only manure. This was more easily observed for some winter crop periods. For most summer crop periods, maximum records of nitrate content in soil solution were reached for the 250 kg N ha⁻¹ year⁻¹ rate of manure, complemented with mineral N fertilizer (160 kg N ha⁻¹ year⁻¹).

3.3.3. Nitrogen leached

Nitrogen leached (Table 3.6) was lower (between 6 and 21 kg N ha⁻¹) in the third year of the experiment (first year of measurements) than in the following ones (between 20 and 80 kg N ha⁻¹). Manure applied had a tendency to increase N leaching for all years, although not statistical differences were observed. The amount of N leached increased when mineral N fertilizer was applied at higher manure rate (250 kg N ha⁻¹ year⁻¹) with differences statistically significant. Consequently, the highest amount of N leached, with 218 kg N ha⁻¹ during four years, were observed for the manure treatment of 250 kg N ha⁻¹ year⁻¹ combined with the highest mineral N rate (160 kg N ha⁻¹ year⁻¹). It represented 13.3% of total N applied. The lowest amount N leached (70 kg N ha⁻¹ during four years) was in the unfertilized treatment (T1).

The highest N leached values were observed for years 4 (2011), 5 (2012) and 6 (2013) during the first period of the winter crop (P1w) (Table 3.6). The annual average of the N leached during this P1w period and for these three years, was 27.1 kg N ha⁻¹ year⁻¹, which means 67% of average N leached in a year. By contrast for year 3 (2010) the value was been 5.1 kg N ha⁻¹ year⁻¹ which was associated with low precipitation. There were no significant differences for N leached between the two rates of manure applied (170 and 250 kg N ha⁻¹ year⁻¹) when they were combined with the necessary N

fertilizer complement for obtaining maximum yields, with losses of 55-77 kg N ha⁻¹ rotation⁻¹. Differences only arose when the manure rate of 250 kg N ha⁻¹ year⁻¹ was complemented with the highest rate of mineral N.

3.3.4. Soil N-NO₃⁻ content

Soil N-NO₃⁻ content values (0-90 cm; six years) were the highest before N application as sidedressing for the summer crop (Table 3.7) and the lowest were also recorded at pre-sowing application of the summer crop. Mineral N soil content at summer crop harvest was higher than the N content as sidedressing of the winter crop.

From 90-120 cm (Table 3.8), where theoretically there is a high risk of N leaching compared to less deep layers, nitrate N soil content varied only a little among different treatments. The two moments shown are when the N leaching risk is higher because it coincides with periods of more precipitation (autumn and spring). The N soil content obtained at 90-120 cm depth was low compared with that in the more shallow soil layers.

Table 3.7. Mineral average of N soil content from 0 to 90 cm depth, for the total period of experimentation (six years) and at different moments of the double-annual crop system.

Treatments*	N soil content (0-90 cm) (kg N-NO ₃ ⁻ ha ⁻¹)			
	Presowing winter crop	Presidedressing winter crop	Presowing summer crop	Presidedressing summer crop
T1	51	57	39	80
T3	53	57	42	97
T3.1	68	55	42	81
T3.2	83	63	43	104
T4	64	65	52	97
T4.1	68	67	52	96
T4.2	84	69	48	111
Means of different moments [†]	67 b	62 c	45 d	95 a

* Acronyms of treatments are described in Table 3.3.

† Means followed by a different letter are significantly different at p < 0.05 according to the Duncan test.

Table 3.8. Mineral N soil content (90-120 cm) for the different treatments evaluated at the moments with the greatest N leaching risk due to the most important drainages (autumn and spring).

Treatments*	N soil content [†] (90-120 cm) (kg N-NO ₃ ⁻ ha ⁻¹)							
	Year 2007-08		Year 2008-09		Year 2009-10		Year 2010-11	
	Presowing oat	Preside-dressing oat	Presowing ryegrass	Preside-dressing ryegrass	Presowing oat	Preside-dressing oat	Presowing ryegrass	Preside-dressing ryegrass
T1	4	8	4	10	8 b	8	10	10
T3	4	8	3	9	9 b	10	10	9
T3.1	4	8	5	9	11 b	9	13	9
T3.2	4	8	7	11	23 a	10	9	12
T4	4	8	6	9	13 ab	9	10	12
T4.1	4	8	9	11	11 b	14	9	11
T4.2	4	8	4	11	7 b	17	9	14

† Means of treatment followed by a different letter are significantly different at P < 0.05 according to the Tukey-Kramer test.

Nitrogen soil content is shown for the first four years of the experiment.

* Acronyms of treatments are described in Table 3.3.

3.4. Discussion

As crop water demand did not differ among fertilization treatments, neither did water balance among treatments neither varied. Similar results were found in the work reported by Moreno et al. (1996) on irrigated maize and by Arregui and Quemada (2006) on a rainfed winter crop rotation.

Most water surpluses (more than 50%) to deep layers (>100 cm) occurred (Table 3.5) before winter crop sidedressing (during P1w; approximately autumn and winter). In similar conditions, Carneiro et al. (2012) reported between 71 and 94% of total annual drainage occurring from October to February, and Trindade et al. (1997) measured almost all annual drainage during the period from October to March. For the same period, Arregui and Quemada (2006) reported 68 to 85% of total annual drainage. In our trial, drainage occurred, more specifically, during spring and autumn. In October and November winter crop initiates its development, and precipitation is high, accounting for around 25% of total annual precipitation (Table 3.1). So, in order to avoid drainage and leaching, especial efforts must be made to avoid situations with N excess in the soil during this autumn period. Springtime is also a period with high precipitation, accounting on average for 35% (March to May) of total annual precipitation (Table 3.1). It generally corresponds with P2w, when the winter crop is growing fast and it is highly water and nutrients demanding, which helps to control N leaching despite the high differences between years.

Under the EU Nitrates Directive (European Union, 1998) the threshold of nitrate N content in drinking water was established as $11.3 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$ and this also applies as a reference for polluted groundwater classification. For the unfertilized treatment, this limit was never surpassed, during these four years, in the soil solution at 100 cm depth (Fig. 3.3). Nevertheless, the highest value measured was $8.4 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$ in the control treatment. In springtime, after six years of avoiding N fertilization (Fig. 3.3, D), the threshold was approached. This indicates that agricultural activity by itself (without N fertilization), such as labour, linked to organic matter mineralization and nitrate accumulation in soil, can produce N leaching to groundwater, as also stated by Di and Cameron (2002). Addiscott (2000) also reported the overtaking of this threshold in the Rothamsted long-term experiment after ten years without N application.

In the fertilized treatments, the drinking water threshold was overtaken several times during the four years of measurements. Its frequency increased with the rate of manure applied and the application of mineral N fertilizer (Fig. 3.3). In the treatment with the $250 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ rate of manure application supplemented with mineral N (T4.2), the threshold limit was overtaken thirteen times over the thirty-seven measured periods. Eleven of these thirteen periods have occurred during the last two years (years 5 and 6) after cumulative manure and N application effects during the experiment. The limit was also overtaken for the other fertilized treatments, to a lesser extent, during years 5 and 6. The increments were also in agreement with Carneiro et al. (2012) which indicated that these maximum records were obtained soon after sidedressing fertilization.

Nevertheless, in our system, nitrate content in the soil solutions of fertilized treatments were lower than those reported by Krueguer et al. (2012) or Trindade et al. (1997) for similar double-cropping trials and lower than the records from Beckwith et al. (1998) on winter crops and Arbat et al. (2013) on irrigated maize (Fig. 3.7).

The variations in N concentration were also linked to water balance, with high N concentrations in periods of high water demand and low precipitation. This fact explains the low amount of N leached during the third year of the rotation, in comparison with the following three years, mainly due to precipitation constraint during this year (Table 3.1). Goulding et al. (2000) and Arregui and Quemada (2006) also found a link between N leached and climatic conditions, both for a winter crops rotation.

Carneiro et al. (2012), in a trial with similar conditions, obtained equivalent N leached values to us when applying manure at a rate of $170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$. However, Trindade et al. (1997) measured higher N leached values, between 154 and $338 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, from double annual cropping systems where both mineral and organic N were applied on a sandy soil.

In the first rotation of our experiment, maximum production associated with manure rates of 170 and 250 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (Fig. 3.1) required a mineral supplement of 160 and 80 kg N ha⁻¹ year⁻¹, respectively, while in the third rotation the mineral supplement requirements were reduced to 80 kg N ha⁻¹ year⁻¹ for the manure rate of 170 kg N ha⁻¹ year⁻¹, and it was unnecessary for the rate of 250 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (Perramon et al., 2016). Therefore, the application of manure at a rate of 250 kg N ha⁻¹ year⁻¹ is not leaching more N than the application at lower manure rates (170 kg N ha⁻¹ year⁻¹) complemented with mineral N for maximum yields (Table 3.6). The use of a higher annual manure rate of application than that permitted currently, enhances the use of N already available in the agricultural system, leads to higher yields and keeps N leaching to present levels.

The main N leaching occurred (Table 3.6) during the first period of winter crops (P1w). As mentioned, precipitation is usually high in autumn (Table 3.1) and, therefore, water surpluses were created in this period. Mineral N soil content at 90-120 cm depth of different treatments showed similar values and so the N content of deep soil layers has not been a good indicator of N leached (Table 3.8). However, the high nitrate N soil content at 0-90 cm depth at the beginning of P1w (Table 3.7) signals the potential risk, as nitrate can be leached to deeper layers due to abundant autumn rainfall (Table 3.1). Also, weather conditions during the first part of P1w favour soil N mineralization. Moreover, it occurs when the winter crop is not effective in uptaking soil water (Table 3.5) and nutrients. Consequently, nitrate N in the soil solution tends to be high in this period, especially after several years of manure and mineral N application (Fig. 3.3). Main N leaching was also reported to happen in this period by different authors (Trindade et al., 1997; Carneiro et al., 2002).

As we want to decrease the risk of N leached, in general but specifically in this period, it is important to improve the management of fertilization, focusing on lowering nitrate soil content during this P1w period. Better management may comprise different aspects such as adjusting sidedressing fertilization of summer crops to avoid excess N at harvest, not applying pre-sowing N mineral fertilization for winter crops, reducing tillage before winter crop sowing so as not to enhance N mineralization or using adapted species and varieties with a quick start to growth to rapidly cover the soil and uptake nutrients and water from the soil.

3.5. Conclusions

In this experiment, N leaching occurs in all treatments, including the unfertilized ones (28-42 kg N ha⁻¹ rotation⁻¹), suggesting a natural loss of N out of the root zone. Nevertheless, the amount of mineral N leached in unfertilized treatments is about half of that measured in the fertilized ones.

Nitrogen leached when manure is applied at a rate of 250 kg N ha⁻¹ year⁻¹ is not higher than when it is applied at a rate of 170 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (55-77 kg N ha⁻¹ rotation⁻¹), if mineral N as sidedressing is adjusted in each case to the optimal rate for maximum yield. In cases where the mineral N supplement surpasses those complements, the amount of N leached increases.

Autumn is the period when most N leaching losses occur. This is mainly due to the high precipitation during this period, the absence of a high N and water demand by the established crops and the abundance of soil mineral N from high mineralization rates in this period. The double-annual crop rotation favours N recycling in the agricultural system. Changes in fertilization management of the whole double-annual crop rotation may be implemented in order to reduce N leaching.

Acknowledgments

This research was financially supported by several institutions involved in the improvement of fertilization practices in La Garrotxa (NE of Spain). These institutions are Garrotxa Volcanic Zone

Natural Park, SIGMA Consortium, IRTA-Mas Badia and Department of Agriculture, Livestock, Fisheries and Food (Generalitat de Catalunya, Catalonia, Spain).

References

- Addiscott, T.M., 1990. Measurement of nitrate leaching: a review of methods. In: Nitrates-agriculture-eau. Ed R. Calvet, INRA, Paris, pp 157-168.
- Addiscott, T.M., 2000. Tillage, mineralization and leaching. *Soil Tillage Research*, 53, 163-165.
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and drainage paper 56. Rome, Italy.
- Aparicio, V., Costa, J.L., Zamora, M., 2008. Nitrate leaching assessment in a long-term experiment under supplementary irrigation in humid Argentina. *Agricultural water management*, 95, 1361-1372.
- Arbat, G., Roselló, A., Olivé, F.D., Puig-Bargués, J., Llinàs, E.G., Duran-Ros, M., Pujol, J., Ramírez de Cartagena, F., 2013. Soil water and nitrate distribution under drip irrigated corn receiving pig slurry. *Agricultural water management*, 120, 11-22.
- Arregui, L.M., Quemada, M., 2006. Drainage and nitrate leaching in a crop rotation under different N-fertilizer strategies: application of capacitance probes. *Plant and Soil*, 288, 57-69.
- Beckwith, C.P., Cooper, J., Smith, K.A., Shepherd, M.A., 1998. Nitrate leaching loss following application of organic manures to sandy soils in arable cropping. *Soil Use and Management*, 14, 123-130.
- Carneiro, J.P., Coutinho, J., Trindade, H., 2012. Nitrate leaching from a maize x oats double-cropping forage system fertilized with organic residues under Mediterranean conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 160, 29-39.
- Daudén, A., Quilez, D., 2004. Pig slurry versus mineral fertilization on corn yield and nitrate leaching in a Mediterranean irrigated environment. *European Journal of Agronomy*, 21, 7-19.
- Di, H.J., Cameron, K.C., 2002. Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies. *Nutrient cycling in agroecosystems*, 64, 237-256.
- European Commission, 2017. Report from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Brussels. Available at: http://ec.europa.eu/environment/circular-economy/implementation_report.pdf (accessed 22.02.17).
- European Union, 1991. Council Directive 91/676/EEC, of 12 December 1991, concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. *Official Journal of the European Communities*, L375.
- European Union, 1998. Council Directive 98/83/EC, of 3 November 1998, on the quality of water intended for human consumption. *Official Journal of the European Communities*, L330.
- Eurostat, 2016. Agriculture and environment - pollution risks. Available at: http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Main_Page (accessed 22.01.17).
- Generalitat de Catalunya, 1998. Decret 283/1998, de 21 d'octubre, de designació de les zones vulnerables en relació amb la contaminació de nitrats procedents de fonts agràries. DOGC 2760, 13677-13680.

Generalitat de Catalunya, 2004. Decret 476/2004 de 28 de desembre, pel qual es designen noves zones vulnerables en relació amb la contaminació de nitrats procedents de fonts agràries. DOGC 4292, 27067-27070.

Generalitat de Catalunya, 2009. Acord GOV/128/2009, de 28 de juliol, de revisió i designació de noves zones vulnerables en relació amb la contaminació per nitrats procedents de fonts agràries. DOGC 5435, 61692-61695.

Generalitat de Catalunya, 2015. Acord GOV/13/2015, de 3 de febrer, pel qual es revisen i s'amplien les zones vulnerables a la contaminació per nitrats procedents de fonts agràries. DOGC 6804.

Goulding, K.W.T., Poulton, P.R., Webster, C.P., Howe, M.T., 2000. Nitrate leaching from the Broadbalk Wheat Experiment, Rothamsted, UK, as influenced by fertilizer and manure inputs and the weather. *Soil Use and Management*, 16, 244-250.

Hatch, D.J., Jarvis, S.C., Rook, A.J., Bristow, A.W., 1997. Ionic contents of leachate from grassland soils: a comparison between ceramic suction cup samples and drainage. *Soil Use and Management*, 13, 68-74.

Klausner, S.D., Kanneganti, V.R., Bouldin, D.R., 1994. An approach for estimating a decay series for organic nitrogen in animal manure. *Agronomy Journal*, 86, 897-903.

Krueger, E.S., Ochsner, T.E., Baker, J.M., Porter, P.M., Reicosky, D.C., 2012. Rye-corn silage double-cropping reduces corn yield but improves environmental impacts. *Agronomy Journal*, 104, 888-896.

Lord, E.I., Shepherd, M.A., 1993. Developments in the use of porous ceramic cups for measuring nitrate leaching. *Journal of Soil Science*, 44, 435-449.

Moreno, F., Cayuela, J.A., Fernández, J.E., Fernández-Boy, E., Murillo, J.M., Cabrera, F., 1996. Water balance and nitrate leaching in an irrigated maize crop in SW Spain. *Agricultural Water Management*, 32, 71-83.

Parkin, T.B., Kaspar, T.C., Singer, J.W., 2006. Cover crop effects on the fate of N following soil application of swine manure. *Plant and Soil*, 289, 141-152.

Perramon, B., Calm, E., Pijuan, J., Bassols, E., Falgarona, L., Palou, O., Puiguriguer, M., Zapata, J., Mazón, J., 2011. Agriculture and livestock in the Garrotxa Volcanic Zone Natural Park. La Garrotxa Volcanic Zone Natural Park, Generalitat de Catalunya. Olot, Catalonia, Spain. Available at: <http://www.gencat.cat/parcs/garrotxa> (accessed 24.06.15).

Perramon, B., Bosch-Serra, A.D., Domingo, F., Boixadera, J., 2016. Organic and mineral fertilization management improvements to a double-annual cropping system under humid Mediterranean conditions. *European Journal of Agronomy*, 76, 28-40.

Quemada, M., Baranski, M., Nobel-de Lange, M.N.J., Vallejo, A., Cooper, J.M., 2013. Meta-analysis of strategies to control nitrate leaching in irrigated agricultural systems and their effects on crop yield. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 174, 1-10.

Salmerón, M., Caveró, J., Quílez, D., Isla, R., 2010. Winter cover crops affect monoculture maize yield and nitrogen leaching under irrigated Mediterranean conditions. *Agronomy Journal*, 102, 1700-1709.

SAS Institute, 2002-2012. SAS/STAT. Software v 9.4. SAS Institute Inc., Cary, NC, USA.

Schröder, J.J., 2005. Manure as a suitable component of precise nitrogen nutrition. Proceedings 574. The International Fertiliser Society. York. United Kingdom.

Soil Survey Staff, 2014. Keys to soil taxonomy (12th ed.). USDA-Natural Resources Conservation Service, United States Government Printing Office, Washington, DC.

Steduto, P., T.C. Hsiao, E. Fereres, D. Raes, 2012. Crop yield response to water. FAO Irrigation and drainage paper 66. Rome, Italy.

Trindade, H., Coutinho, J., Van Beusichem, M.L., Scholefield, D., Moreira, N., 1997. Nitrate leaching from sandy loam soils under a double-cropping forage system estimated from suction-probe measurements. *Plant and Soil*, 195, 247-256.

Zavattaro, L., Monaco, S., Sacco, D., Grignani, C., 2012. Options to reduce N loss from maize in intensive cropping systems in Northern Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 147, 24-35.

Capítol 4: The efficiency of nitrogen in cattle manures when applied to a double-annual forage cropping system

Article accepted for publishing

Perramon, B., Bosch-Serra, A.D., Domingo-Olivé, F., Boixadera, J., 2016. The efficiency of nitrogen in cattle manures when applied to a double-annual forage cropping system. *Grass and Forage Science*, doi:10.1111/gfs.12269.

The efficiency of nitrogen in cattle manures when applied to a double-annual forage cropping system

B. Perramon^{1,2}, A.D. Bosch-Serra², F. Domingo-Olivé³, J. Boixadera^{2,4}

¹ La Garrotxa Volcanic Zone Natural Park, Olot, Catalonia, Spain

² Department of Environment and Soil Sciences, University of Lleida, Catalonia, Spain

³ IRTA-Mas Badia, Agricultural Experimental Station Mas Badia, La Tallada d'Empordà, Catalonia, Spain

⁴ Department of Agriculture, Livestock, Fisheries and Food, Generalitat de Catalunya, Lleida, Catalonia, Spain

Abstract

The use of cattle manure (CM) for fertilization presents challenges for optimizing N use. The work aimed to assess N efficiencies, in a six-year experiment which involved three biennial rotations of four crops: oat-sorghum (first year) and ryegrass-maize (second year) in a rainfed humid Mediterranean area of Spain. Fertilization treatments included the following: control (no-N), 250 kg mineral N ha⁻¹ year⁻¹ (250MN), three CM rates (170, 250 and 500 kg N ha⁻¹ year⁻¹), and four treatments where the two lowest CM rates were complemented with either 80 or 160 kg mineral N ha⁻¹ year⁻¹. The treatments were distributed randomly in each of three blocks. Maximum dry-matter yield (~44-49 Mg ha⁻¹ rotation⁻¹) was achieved in the third rotation, and only the control and the 170CM yielded significantly less. Within the limitations of the European Union nitrate Directive, the N steady state of 170CM always requires a mineral complement (80 kg N ha⁻¹) to maximize N agronomic efficiency. The maximum N fertilizer replacement value (250CM vs. 250MN) was 0.67, without significant differences between the two treatments in other N related efficiency indexes, which indicates that plants took advantage of residual N effects. The increase of N losses by leaching in the 250CM respect to the control were around 5-7% of the N applied. This reinforces the sustainability of manure recycling in long cropping seasons.

Keywords: Mediterranean environment, nitrogen leached, nitrate vulnerable zone, nitrogen use efficiency.

Abbreviations: CM, cattle manure; MN, mineral nitrogen fertilizer; DM, dry matter; ANR, Apparent nitrogen recovery; NFRV, Nitrogen fertilizer replacement value; NUE, Nitrogen use efficiency; NAE, Nitrogen agronomic efficiency; NUEC, Nitrogen use environmental cost; NAEC, Nitrogen agronomic environmental cost; NLIF, Nitrogen leached inefficient fraction; NLF, Nitrogen leached fraction.

4.1. Introduction

Under double cropping annual rotations, there is a need for data relating to N efficiency and the amount of mineral N fertilizer that can be replaced by slurry or manure N (NFRV) (Cavalli et al., 2016). The intensity of the field work necessary in order to obtain such data can be one of the constraints.

Fertilization based on organic materials is a complex issue in terms of N efficiency, mainly due to two aspects: the variability in manure characteristics and composition according to their origin, management, storage time and climate (Klausner et al., 1994), and the residual N effects in successive crops following the year of their application (Cela et al., 2011). The accumulated effect of repeated manure application is important and, as stated by Webb et al. (2013), should be accounted for in fertilizer planning.

In humid Mediterranean areas (annual rainfall >700 mm), summer crops are easily introduced in spite of the existence of dry summer periods (Bosch-Serra, 2010). Intensive crop production allows the agricultural activity to be linked to livestock rearing and organic materials (manures or slurries) are readily available. This is the case in the Garrotxa region (Perramon et al., 2011), located in the north-eastern part of Spain, where the experiment was established. Pastures are common in the area but the main crops are arable, an important part of these being harvested as fodder in a double-annual forage rotation. In this intensive cropping system, the first issue is to include the residual effect of the continuously applied manure, as was described by Schröder et al. (2007). Secondly, to quantify as fast as possible the soil status (nutrients and water content) at crop harvest time due to the different N interactions (Dittert et al., 1998) such as immobilization (Sørensen, 2004) or leaching (Gu et al., 2016). This information, if it can be obtained just before sowing the following crop, is a key factor for assessing its productivity (Arregui and Quemada, 2006), mainly when it is sown with a very short break time after harvesting the previous crop.

Furthermore, countries of the European Community, according to Directive 91/676/CEE (European Union, 1991), have designated nitrate vulnerable zones in order to protect water quality. The amount of $170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ is the maximum permitted to be applied from fertilizers of organic origin in these zones. Part of the Garrotxa region is included as an nitrate vulnerable zone (Generalitat de Catalunya, 1998; 2004; 2009; 2015).

Nevertheless, the adoption of manures and slurries as fertilizers requires a better scientific understanding of their fertilization value when systems with high N demand (i.e. two crops a year in a fodder rotation) are introduced. This information is needed in order to combine successfully high productivity and low environmental impacts. Indeed, the European Union allows derogations of the Nitrate Directive, permitting higher quantities of N application, up to a maximum limit of $250 \text{ kg organic N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, if it can be shown that nutrient losses to water bodies can be limited on the basis of objective criteria, such as long growing seasons and crops with high N uptake (e.g. European Union, 2011, with regard to the Regions of Emilia Romagna, Lombardia, Piemonte and Veneto, in Italy).

In dryland Mediterranean environments, poor N utilization has been described using different N efficiency indexes (López-Bellido and López-Bellido, 2001; Bosch-Serra, 2010) although opportunities exist to improve it. The management of organic fertilizers (Diacono and Montemurro, 2010), e.g. by splitting slurry applications throughout the crop growing period (Bosch-Serra et al., 2015), or the design of crop rotations, taking into consideration the root morphology of the following crop to take advantage of residual N (López-Bellido et al., 2012) are some of these opportunities. Residual N explains why N use efficiency differences between minerals and pig slurries tend to disappear with the number of amendments (Hernández et al., 2013). When the water availability constraint is solved by irrigation scheduling, residual effects are also observed. Daudén et al. (2004) described in wheat a positive relationship between the apparent N use efficiency of the slurry and the total amount of previous applied organic N. Crop intensification (by means of a double-annual cropping system) maintains the expression of the residual N effects from pig slurries as found by Yagüe and Quílez (2013) which quantified as 77 kg N ha^{-1} the benefit of a barley crop following a 4 years of maize monoculture. If

slurries are compared with manures, the lower first year NFRV of farmyard manure is to some extent compensated by its larger residual effects (Schröder et al., 2007; Lalor et al., 2011). In slurries, application time is another important point affecting NFRV, depending upon the synchrony with crop uptake of N and the impact of timing on nitrate leaching; the wheel damage which may be caused to plants it is another factor to be considered (Lalor et al., 2013).

Intensification (double-cropping) in rainfed humid Mediterranean regions is an option to allow farmers to take advantage of the manure residual N effects, although it also results in higher N demand. Trindade et al. (2008), in a ryegrass-maize forage rotation, determined an annual rate of up to 250 kg available N ha⁻¹ slurry requirement to obtain high productivity while minimizing leaching losses. Nevertheless, in humid Mediterranean environments, data on N efficiency and NFRV of manures is still lacking when a double-annual cropping rotation is implemented, and the crops are harvested as fodder. Additionally, the information about the effect of N leached associated with manure fertilization treatments is limited, which justifies the interest of studying this topic from the environmental point of view. A key point is to set up fertilization strategies that can be justified as good fertilization practice and which can also be adopted in real field conditions by farmers.

In a double-annual forage cropping system (maintained for six years), the goal of this study was the assessment of fertilization treatments, based on manures, in order i) to obtain high yields, ii) to attain a better insight into residual N availability, iii) to achieve high N use efficiency of crops and iv) to minimize the potential environmental impact in terms of N leaching to subterranean water. This was done through the evaluation of the analysis of N use by crops and N ratios relating the N leached to different agronomic variables.

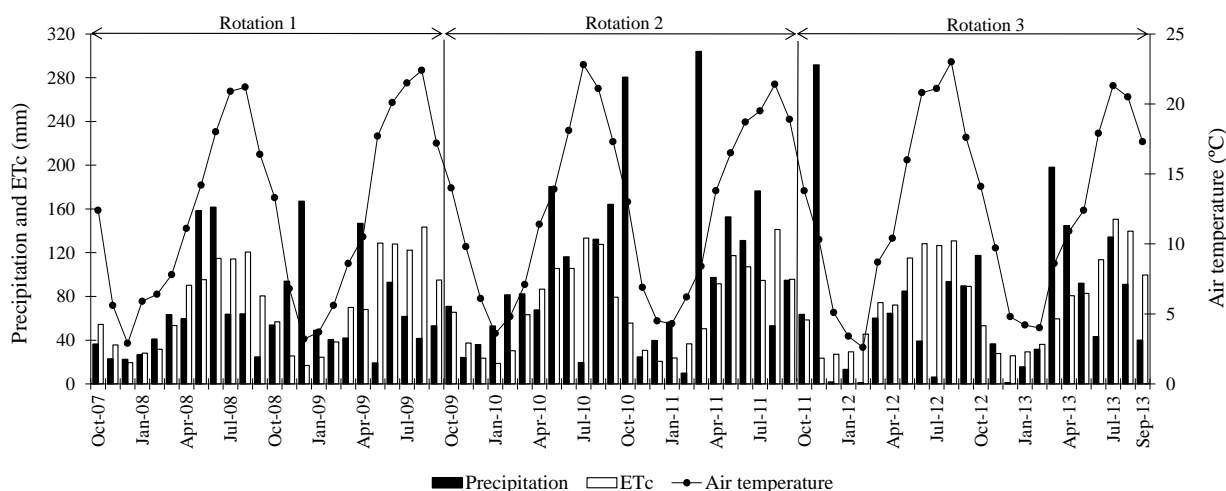


Figure 4.1. Air average temperature (solid lines), total precipitation (black bars) and crop evapotranspiration (ETc, white bars) on a monthly basis, for the experimental period (2007-2013).

4.2. Materials and methods

4.2.1. Site, soil and climate

This study was conducted at an experimental field in La Garrotxa Volcanic Zone Natural Park (Catalonia, NE of Spain; 42° 08' 32" N, 2° 30' 10" E, altitude 534 masl). It lasted for six years (from October 2007 to September 2013).

The soil was classified as a Fluventic Eutrudept (Soil Survey Staff, 2014). The soil is deep with a sandy loam texture (567-623 g kg⁻¹ sand and 135-158 g kg⁻¹ clay in different soil layers of 30 cm depth each one). On average, water holding capacity is 11.6 mm for each 10 cm soil depth. The soil profile has a pH (1:2.5; soil:distilled water) of 8.1-8.2, with a calcium carbonate content from 30 g kg⁻¹ (0-90 cm) to

20 g kg⁻¹ in the deepest layer (> 90 cm). It is non-saline, as the electrical conductivity (1:5; soil: distilled water) varies between 0.13-0.14 dS m⁻¹. Organic matter content diminishes in depth, and values 15, 8, 6 and 3 g organic matter kg⁻¹ were recorded at successive 30 cm sampling depths, up to 120 cm. Other relevant characteristics of the surface layer (0-30 cm) at the start of the experiment include an available P (Olsen) content of 19 mg kg⁻¹ and an available K (NH₄OAc) content of 76 mg kg⁻¹.

The climate is humid Mediterranean which means that crops can be mainly grown under rainfed conditions, as was the case in our experiment. For the period 2000-2014 average annual precipitation ranged from 607 mm up to 1432 mm, and daily average temperatures from 4.1°C (December) up to 21.0°C (July). Monthly mean temperatures, monthly total precipitation and crop evapotranspiration are presented in Fig. 4.1. The potential reference evapotranspiration (ET_o) was first calculated using the FAO Penman-Monteith equation, and the water requirement for crop growth was quantified according to Allen et al. (1998). Weather data were obtained from a meteorological station located four kilometres away of the study site.

Table 4.1. Description of the fertilization treatments (kg N ha⁻¹) at crop establishment or sowing (Sow) and during crop growth or topdressing (Tdress) with cattle manures (CM)* and mineral N fertilizers (MN)† according to the double-annual cropping system (oat-sorghum or ryegrass-maize). The total N rates applied per year are included.

Fertilization treatment		Winter crop oat or ryegrass		Summer crop sorghum or maize		Annual nitrogen fertilization (kg N ha ⁻¹)		
		(kg N ha ⁻¹)		(kg N ha ⁻¹)		Sow	Tdress	Total
Code	Description	Sow	Tdress	Sow	Tdress	Sow	Tdress	Total
F1.0	Control	0	0	0	0	0	0	0
F2.0	Mineral (250MN)	100MN	0	150MN	0	250MN	0	250
F3.0	Manure (170CM)	0	0	170CM	0	170CM	0	170
F3.1	170CM + 80MN	0	30MN	170CM	50MN	170CM	80MN	250
F3.2	170CM + 160MN	0	60MN	170CM	100MN	170CM	160MN	330
F4.0	Manure (250CM)	100CM	0	150CM	0	250CM	0	250
F4.1	250CM + 80MN	100CM	30MN	150CM	50MN	250CM	80MN	330
F4.2	250CM + 160MN	100CM	60MN	150CM	100MN	250CM	160MN	410
F5.0	Manure (500CM)	250CM	0	250CM	0	500CM	0	500

* Numbers preceding the CM acronym indicate the nitrogen supplied (kg N ha⁻¹) from cattle manure applications.

† Numbers preceding the MN acronym indicate the nitrogen applied (kg N ha⁻¹) from mineral N fertilizers. Mineral fertilizers were ammonium nitrosulphate (26% N) which was applied at sowing and urea (46% N) which was applied as topdressing.

Table 4.2. Chemical composition of cattle manures used in the experiment and their application dates (day/month/year).

Crop	Manure application date	Manure composition (g kg ⁻¹ fresh weight)		
		Total N	Organic N	N-NH ₄ ⁺
Oat	15/11/2007	3.76	2.36	1.40
Sorghum	20/06/2008	3.10	1.70	1.40
Ryegrass	30/09/2008	5.14	4.70	0.44
Maize	25/05/2009	2.95	1.91	1.04
Oat	20/10/2009	5.84	5.22	0.62
Sorghum	22/06/2010	4.23	3.34	0.89
Ryegrass	15/09/2010	5.42	4.86	0.56
Maize	11/05/2011	3.35	2.25	1.10
Oat	30/11/2011	3.39	2.01	1.39
Sorghum	25/06/2012	6.15	3.45	2.70
Ryegrass	04/10/2012	5.46	4.35	1.12
Maize	14/05/2013	4.51	3.28	1.23

4.2.2. Treatments and experimental design

The experiment was set up in a field that had been fertilized for a long time only with mineral fertilizers and devoted to annual arable grain crops. It was conducted at the same site, over three full rotations of two years each, as a randomized complete block, with three replicates. Nine annual fertilizer treatments were evaluated (Table 4.1). The individual plots measured 10 m x 5 m.

Fertilization treatments were: a control with no N applied (F1.0); a full mineral treatment with 250 kg mineral N ha⁻¹ at sowing (F2.0), split annually into 100 kg N ha⁻¹ for the winter crop and 150 kg N ha⁻¹ for the summer one; three N treatments with CM, at rates from 170 kg N ha⁻¹ (F3.0) applied at sowing of the summer crop, to 250 kg N ha⁻¹ (F4.0) and 500 kg N ha⁻¹ (F5.0), both split between the sowings of the first and second crops; and four treatments where F3.0 and F4.0 treatments were combined with mineral N fertilizer at a rates of 80 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (F3.1 and F4.1) or 160 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (F3.2 and F4.2) and in which the mineral applications were split between the winter and summer crop as topdressings (Table 4.1).

Fertilizers were applied by hand and only the ones applied at sowing time were incorporated into the soil (up to 24 h after application). Mineral N fertilizers were applied as ammonium nitrosulphate (26% N) at sowing time and as urea (46% N) as topdressing. The amount of manure to be applied was established after the manure was previously analysed (Table 4.2). In order to prevent any P or K constraints, a binary fertilizer (0-14-14) and potassium sulphate (50% K₂O) were added in order to achieve, in all plots, 130 kg P₂O₅ ha⁻¹ year⁻¹ and 260 kg K₂O ha⁻¹ year⁻¹. From the third year onwards K was increased until 380 K₂O ha⁻¹ year⁻¹.

The two-year rotation of two crops per year (winter plus a summer crop) followed the sequence: oat (*Avena sativa* L.) - sorghum (*Sorghum bicolor* L.); and ryegrass (*Lolium multiflorum* L.) - maize (*Zea mays* L.). Depending on annual weather conditions, winter crops were maintained in the field from October - second week of November until May - second week of June. Each crop was sown two or three weeks after the previous crop was harvested (Table 4.3). All the crops were used as fodder.

Table 4.3. Dates of sowing and harvesting (day/month/year) of the crops included in the double-annual rotation.

Crop	Cropping season	Date of sowing - date of harvest
Oat	2007-08	17/11/2007 - 10/06/2008
	2009-10	10/11/2009 - 27/05/2010
	2011-12	07/12/2011 - 06/06/2012
Sorghum	2007-08	26/06/2008 - 19/09/2008
	2009-10	22/06/2010 - 07/09/2010
	2011-12	26/06/2012 - 21/09/2012
Ryegrass	2008-09	04/10/2008 - 13/05/2009
	2010-11	30/09/2010 - 05/05/2011
	2012-13	09/10/2012 - 06/05/2013
Maize	2008-09	27/05/2009 - 01/10/2009
	2010-11	21/05/2011 - 14/09/2011
	2012-13	07/06/2013 - 24/09/2013

4.2.3. Soil and crop sampling and calculations

Measured parameters were crop yield, crop N uptake and soil NO₃⁻-N content. During the second and third rotations (from the third to the sixth cropping season) the NO₃⁻-N leached was also accounted for.

At harvest, total fresh crop yield was obtained directly on the field. Maize plants were harvested from an area of 15 m² and the other crops from 12 m². One crop sample per plot was collected and stored at

4°C for a maximum of 48 hours before being analysed for DM and later N content. In oat and ryegrass a subsample of 500 grams was dried. In sorghum and maize, plants were crushed and then an homogenous subsample was taken for analysis. In sorghum the subsample weight was 1 kilogram but in maize, 1 kg from the green part (stems and leaves) and 1 kg of ears (approximately) were subsampled. The DM (total plant biomass) was determined by drying at 60°C and its N content was determined by Kjeldahl digestion in the first year and by an NIR spectroscopy procedure from the second year onwards.

Soil NO_3^- -N content was measured four times a year: at sowing and just before topdressing fertilization of every crop. The “at sowing” sampling of the second crop coincided with the postharvest sampling of the first crop, and this arrangement was continued from the first year onwards. Soil samples were collected in all plots at three depths (0-30, 30-60, 60-90 cm). A composite sample of two points per plot was obtained for every depth and soil samples were stored at 4°C. Nitrate content was analysed by ionic chromatography after nitrate extraction with demineralized water.

From the third year onwards, the amount of N leached (NL) was measured using ceramic cups installed in plots of treatments F1.0, F3.0, F3.2, F4.0 and F4.2 (Table 4.1). Two ceramic cups per plot collected a volume fraction of drained water at 100 cm depth, below the maximum depth explored by roots. N concentration (NC, kg N L^{-1}) of drained water was analysed by ionic chromatography. For every monitored plot, the Volume of Drained Water (VDW) was determined through a water balance (Eq. 1) calculated for single periods, which lasted about one month.

$$\text{VDW} = (\text{SWf} - \text{SWi}) + \text{P} - \text{ETc} \quad (\text{mm}) \quad \text{Equation [1]}$$

where SWf (mm) was the soil water content at the end of the period, SWi (mm) was the initial soil water content, P (mm) was the precipitation, obtained from the meteorological station during the specific period of time, and ETc (mm) was crop evapotranspiration. Soil water content (SW) was quantified using an FDR (frequency domain reflectometry sensor) device from Delta-T Devices Ltd, calibrated for the specific soil comparing values of water content (obtained by FDR) with values obtained by gravimetric analysis of soil sampling at different moments during the year. There were specific readings for each assessed plot, at six different depths (10, 20, 30, 40, 60 and 100 cm) and during the different cropping seasons from the second rotation. Thus, NL was obtained (Eq. 2) as the product of VDW by its NC. It was successively calculated for the assessed treatments at different period intervals (depending on rainfall) lasting about one month.

$$\text{NL} = \text{VDW} * \text{NC} * 10000 \quad (\text{kg N leached ha}^{-1}) \quad \text{Equation [2]}$$

N leached in treatments F3.1 and F4.1 (Table 4.1) was estimated by interpolation between treatments F3.0-F3.2 and F4.0-F4.2, respectively. Treatments F3.0, F3.1 and F3.2 had received the same amount of manure, and the difference between them was the amount of N applied from mineral fertilizers at topdressing (Table 4.1). The same happened for treatments F4.0, F4.1 and F4.2. The interpolation was made between NL and N applied that was not taken up by the crop (applied N with mineral fertilizer minus the increment of N taken up by the crop when mineral fertilizer was applied). Thus, it took into account the increase of the mineral N content in the soil, which reflects potential N leachable.

4.2.4. Nitrogen indexes

Different N indexes were calculated in order to evaluate agronomic and environmental N efficiencies: Apparent nitrogen recovery (ANR) and Nitrogen fertilizer replacement value (NFRV) followed Schröder et al. (2005) and Schröder et al. (2007); Nitrogen use efficiency (NUE) and Nitrogen agronomic efficiency (NAE) followed Bosch-Serra et al. (2015). In order to include more detailed environmental aspects, which are also linked to farm profitability, new ratios were calculated. They were defined as: NUEC (Nitrogen use environmental cost), NAEC (Nitrogen agronomic environmental cost), NLIF (Nitrogen leached inefficient fraction) and NLF (Nitrogen leached fraction).

The ANR was computed for manure applications of 170, 250 and 500 kg N ha⁻¹ year⁻¹ corresponding to treatments F3.0, F4.0 and F5.0 (Table 4.1) and for the mineral fertilization treatment (F2.0). Firstly, ANR of manures (ANR_{CM}) was obtained (Eq. 3) as:

$$ANR_{CM} = \frac{NU_{CM} - NU_0}{Nap_{CM}} \quad (\text{kg N uptake kg}^{-1} \text{ N applied}) \quad \text{Equation [3]}$$

where NU_{CM} was the crop N uptake for the CM treatment (kg N uptake ha⁻¹ rotation⁻¹), NU₀ was crop N uptake for the control treatment (kg N uptake ha⁻¹ rotation⁻¹) or treatment F1.0, and Nap_{CM} was total N applied from manures (kg N applied ha⁻¹ rotation⁻¹). ANR of the mineral N fertilizer treatment (ANR_{MN}) was obtained (Eq. 4) as:

$$ANR_{MN} = \frac{NU_{MN} - NU_0}{Nap_{MN}} \quad (\text{kg N uptake kg}^{-1} \text{ N applied}) \quad \text{Equation [4]}$$

where NU_{MN} was the N uptake from the mineral N fertilizer treatment (kg N uptake ha⁻¹ rotation⁻¹) or treatment F2.0, and Nap_{MN} was the amount of N applied in the same treatment with the mineral fertilizer (kg N applied ha⁻¹ rotation⁻¹).

NFRV of manure was defined as the ANR_{CM}, expressed as a fraction of the ANR_{MN} (Eq. 5):

$$NFRV = \frac{ANR_{CM}}{ANR_{MN}} \quad (\text{dimensionless}) \quad \text{Equation [5]}$$

This equation assumes that the yield from manure treatment is equivalent to the one from the mineral fertilizer treatment taken as reference (Schröder, 2005). As the highest manure rate (F5.0, 500 kg N ha⁻¹ year⁻¹) was the only CM treatment which achieved a similar yield (Table 4.6) to the mineral fertilizer treatment (F2.0) in all rotations, NFRV was calculated for the treatment with this rate (F5.0). However, in the third rotation, it was also possible to obtain an NFRV value associated with the F4.0 treatment with respect to the reference F2.0. According to that, the evolution of the yield ratio between the 250CM and the 250MN for the three rotations was also calculated.

The ratio of forage yield to N supply (NUE) and the increment of yield to applied N versus the control (NAE) were determined in all treatments. They were calculated according to equations 6 and 8.

$$NUE = \frac{Y_t}{SN_i + Nap_t + N_{min}} \quad (\text{kg yield kg}^{-1} \text{ N available}) \quad \text{Equation [6]}$$

where Y_t was the yield from the assessed treatment (kg yield ha⁻¹ rotation⁻¹), SN_i was the initial soil NO₃-N content (kg N ha⁻¹ rotation⁻¹) from 0 to 90 cm, Nap_t was the total N applied in the treatment (kg N applied ha⁻¹ rotation⁻¹) and N_{min} was the N mineralized (kg N ha⁻¹ rotation⁻¹) from 0 to 90 cm. For each rotation (two years), the N_{min} (Eq. 7) was determined, in the control plot, as the difference in soil NO₃-N between the content after harvesting (SN_{h0}) the fourth crop (maize) and the content before sowing (SN_{i0}) the first crop (oat), plus the N uptake by the crops (NU_c).

$$N_{min} = SN_{h0} - SN_{i0} + NU_c \quad \text{Equation [7]}$$

The sum of SN_i, Nap_t and N_{min} is considered the available N (kg N available ha⁻¹ rotation⁻¹).

Nitrogen Agronomic Efficiency (NAE) was calculated as:

$$NAE = \frac{Y_t - Y_0}{Nap_t} \quad (\Delta \text{kg yield kg}^{-1} \text{ N applied}) \quad \text{Equation [8]}$$

where Y₀ was the yield obtained in the control treatment (kg yield ha⁻¹ rotation⁻¹).

The environment related N ratios: NU_{EC} (ratio of N leached to forage yield), NA_{EC} (increment of N leached to increment of yield versus the control), NL_{IF} (increment of N leached versus the control to total N applied) and NL_F (N leached to N supply) were calculated according to equations 9, 10, 11 and 12 respectively. In these equations yield (Y_t) was expressed as Mg of yield ha⁻¹ rotation⁻¹. Data were

obtained from treatments where the N leached was directly (treatments F1.0, F2.0, F3.2, F4.0, F4.2 and F5.0) or indirectly (treatments F3.1 and F4.1) determined, and for the second and the third rotation cycles (from the third to the sixth years of the experimentation).

$$\text{NUEC} = \frac{\text{NL}_t}{Y_t} \quad (\text{kg N leached Mg}^{-1} \text{ DM yield}) \quad \text{Equation [9]}$$

where NL_t was the N leached in the assessed treatment ($\text{kg N leached ha}^{-1}$).

$$\text{NAEC} = \frac{\text{NL}_t - \text{NL}_0}{Y_t - Y_0} \quad (\text{kg N leached increment Mg}^{-1} \text{ DM yield increment}) \quad \text{Equation [10]}$$

where NL_0 was the N leached in the control treatment ($\text{kg N leached ha}^{-1}$).

$$\text{NLIF} = \left(\frac{\text{NL}_t - \text{NL}_0}{\text{Nap}_t} \right) * 100 \quad (\Delta \text{kg N leached } 100 \text{ kg}^{-1} \text{ N applied}) \quad \text{Equation [11]}$$

$$\text{NLF} = \left(\frac{\text{NL}_t}{\text{SN}_i + \text{Nap}_t + \text{Nmin}} \right) * 100 \quad (\text{kg N leached } 100 \text{ kg}^{-1} \text{ N available}) \quad \text{Equation [12]}$$

4.2.5. Statistical analysis

Analysis of variance (GLM procedure) was initially performed for the whole period. Rotation and treatment were included in the model as fixed effects. Block was included as a random effect (Tables 4.4 and 4.5). Due to the interaction rotation vs. treatments, analyses were also carried out for each rotation separately (whole period of two years). Environment related N ratios or indexes were analysed when N leached was assessed (second and third rotations). Multiple comparisons (least-squares means) were performed according to the Tukey-Kramer test. The statistical package SAS v9.4 (SAS Institute, 2002-2012) was used.

Table 4.4. Analysis of variance of yield, NUE, ANR and NAE: degrees of freedom (df), mean square values (MS), significance (P) and significance (p) using rotation*block as an error term. Data come from three rotations (2007-2009, 2009-2011, 2011-2013). A maximum of nine different fertilization treatments (control, cattle manures and/or mineral fertilizers) were applied in a double-annual forage cropping system.

Source of variation	df	Yield			NUE			df	ANR			df	NAE		
		MS	P	p	MS	P	p		MS	P	p		MS	P	p
Rotation	2	1183961966	***	***	285.2	***	**	2	0.222	***	*	2	343.0	***	ns
Block	2	13293062	*	ns	26.7	ns	ns	2	0.022	*	ns	2	246.5	***	ns
Rotation*Block	4	3399767	ns		12.2	ns		4	0.020	*		4	86.1	***	
Treatment	8	342053443	***		2473.6	***		3	0.116	***		7	367.7	***	
Rotation*Treatment	16	13438578	***		41.0	***		6	0.003	ns		14	51.8	***	
Residual	48	4070585			11.1			18	0.005			42	12.6		
Total	80							35				71			

ns: not significant; *significant at $P < 0.05$; **significant at $P < 0.01$; ***significant at $P < 0.001$.

4.3. Results

4.3.1. Yield

For the whole studied period (six years), accumulated DM yields (Table 4.6) ranged from 69 (control) to 121 Mg ha^{-1} (250MN). Due to the interaction of rotations with the fertilization treatments (Table 4.4), the initial (first rotation) yield differences between treatments were gradually less pronounced by the end of the studied period (Table 4.6). In the third rotation, and apart from the control, only the manure treatment 170CM was less productive than the full mineral (250MN) treatment. This means that 250 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ as CM in a simple fertilizer application, or 170 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ as CM combined with 80 or

160 kg mineral N ha⁻¹ (as topdressing) was not significantly different than the full mineral (250MN) treatment.

Table 4.5. Analysis of variance of NUEC, NLF, NAEC and NLIF: degrees of freedom (df), mean square values (MS), significance (P) and significance (p) using rotation*block as an error term. Data come from the last two rotations (2009-2011, 2011-2013). A maximum of seven different fertilization treatments (control, cattle manures and/or mineral fertilizers) were applied in a double-annual forage cropping system.

Source of variation	NUEC				NLF			NAEC				NLIF		
	df	MS	P	p	MS	P	p	df	MS	P	p	MS	P	p
Rotation	1	0.123	ns	ns	2.64	ns	ns	1	2.05	ns	ns	2.10	ns	ns
Block	2	0.065	ns	ns	2.73	ns	ns	2	3.71	ns	ns	5.98	ns	ns
Rotation*Block	2	0.400	*		7.43	*		2	16.03	***		56.02	***	
Treatment	6	0.860	***		21.07	***		5	4.57	*		16.47	*	
Rotation*Treatment	6	0.010	ns		1.58	ns		5	0.51	ns		2.94	ns	
Residual	24	0.112			2.13			20	1.13			4.46		
Total	41							35						

ns: not significant; *significant at P < 0.05; **significant at P < 0.01; ***significant at P < 0.001.

4.3.2. Apparent nitrogen recovery (ANR) and Nitrogen fertilizer replacement value (NFRV) of manure fertilization

For the whole period of six years, no interactions were detected between rotations and the fertilization treatments for the ANR parameter (Table 4.4). The ANR for the mineral fertilized treatment was stable and close to 0.35 (Fig. 4.2) for the first and second rotation and almost doubled in the third (~0.61) following the yield increment (Table 4.6). In the first rotation, two manured treatments (170CM and 250CM) achieved an ANR lower ($\alpha=0.05$) than the mineral treatment, but it rose sharply to 0.41 (250CM treatment) in the third. Manure NFRV for F5.0 (500 kg N from CM ha⁻¹ year⁻¹), which always attained similar yields to treatment F2.0 with mineral fertilizer, was 0.38, 0.50 and 0.58 for the first, the second and the third rotation cycles, respectively. In the third rotation, treatment F4.0 also achieved a similar yield to F2.0 and the calculated NFRV increased up to 0.67. The yield ratios between 250CM and 250MN were 0.66, 0.72 and 0.96 for the first, the second and the third rotation, respectively.

Table 4.6. Average dry-matter yields (kg ha⁻¹) (\pm standard deviation) for each rotation[†].

Fertilization treatment		Yield (kg MS ha ⁻¹)											
Code	Description*	First rotation cycle				Second rotation cycle				Third rotation cycle			
		(first + second years)				(third + fourth years)				(fifth + sixth years)			
F1.0	Control	21114	(± 1177)	c	xy	18201	(± 595)	d	x	29240	(± 3670)	c	y
F2.0	Mineral (250MN)	38116	(± 1992)	a	y	37846	(± 830)	a	y	44767	(± 2084)	ab	y
F3.0	Manure (170CM)	24098	(± 1900)	bc	y	24139	(± 467)	cd	y	37014	(± 1836)	bc	x
F3.1	170CM + 80MN	31449	(± 2599)	ab	y	32873	(± 1138)	ab	y	46216	(± 661)	a	x
F3.2	170CM + 160MN	33518	(± 1350)	a	y	37328	(± 1154)	a	xy	44310	(± 2919)	ab	x
F4.0	Manure (250CM)	25110	(± 2990)	bc	y	27086	(± 1592)	bc	y	43036	(± 2529)	ab	x
F4.1	250CM + 80MN	33969	(± 2517)	a	y	36148	(± 1790)	a	y	46090	(± 1777)	a	x
F4.2	250CM + 160MN	35296	(± 2518)	a	y	38272	(± 2176)	a	xy	45642	(± 879)	a	x
F5.0	Manure (500CM)	34951	(± 2361)	a	y	35657	(± 2362)	ab	y	49138	(± 3558)	a	x

[†] Within each rotation, treatment means followed by the same letter (a, b, c or d) or with the same letter between rotations for a fixed treatment (x or y) are not significantly different at P < 0.001 according to the Tukey-Kramer test.

* Numbers preceding the CM code indicate the nitrogen supplied (kg N ha⁻¹) as cattle manure. Numbers preceding the MN code indicate the nitrogen applied (kg N ha⁻¹) from mineral N fertilizers. Mineral fertilizers were ammonium nitrosulphate (26% N) applied at sowing and urea (46% N) which was applied as topdressing.

4.3.3. Nitrogen use efficiency (NUE) and Nitrogen agronomic efficiency (NAE)

The NUE and NAE values (Figs. 4.3 and 4.4) expressed the interaction between rotations and fertilization treatments (Table 4.4). The lowest average of the NUE value ($29.7 \text{ kg DM yield kg}^{-1} \text{ N available}$) was obtained at the highest N manure rate (500CM). By contrast, mineral fertilizer treatment (F2.0), in the six year period, achieved the highest NUE average of $56.0 \text{ kg DM yield kg}^{-1} \text{ N available}$ (Fig. 4.3). Besides, in the third rotation, F2.0 did not differ from the 170CM treatment with a low complement of mineral fertilizer (80 kg N ha^{-1}) or from 250CM. All of these treatments are considered to be productive and N-efficient.

On the other hand, NAE average value was also the highest for the mineral treatment (F2.0) with $34.8 \Delta \text{kg DM yield kg}^{-1} \text{ N applied}$ over the whole period of six years (Fig. 4.4). In the first rotation, the lowest NAE values were observed in treatments with only CM application (F3.0, F4.0 and F5.0). When F3.0 and F4.0 CM treatments were complemented with mineral N (up to $160 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ (F3.2) and $80 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ (F4.1), respectively), NAE values increased during the first and second rotation but, in the third one, no differences existed between manured treatments and the complementary treatments including minerals. Finally, an NAE value up to $27.6\text{-}34.0 \Delta \text{ kg DM yield kg}^{-1} \text{ N applied}$ (Fig. 4.4) was obtained in 250CM and 170CM, respectively.

4.3.4. Environmental nitrogen indexes

Environmental indexes showed differences between treatments (Table 4.5). The proportion of N leached according to DM yields was similar to the control, between $1.5\text{-}2.1 \text{ kg N leached Mg}^{-1} \text{ DM yield}$. The exception was the 250CM+160MN treatment with the highest NUFC of 2.5 (Fig. 4.5A). This treatment also achieved, in the third rotation, the highest NAEC of $5.1 \Delta \text{kg N leached } \Delta \text{Mg}^{-1} \text{ DM yield}$ (Fig. 4.5B) but it just significantly differed from the F3.1 treatment. When referring the N leached to the available N, the control exhibited NLF losses ($\sim 13\%$) higher than the F3.1 or F3.2 treatments, which were maintained at around 7-8% (Fig. 4.6A). No differences were found between treatments in NLIF values when they were evaluated for each rotation separately (Fig. 4.6B).

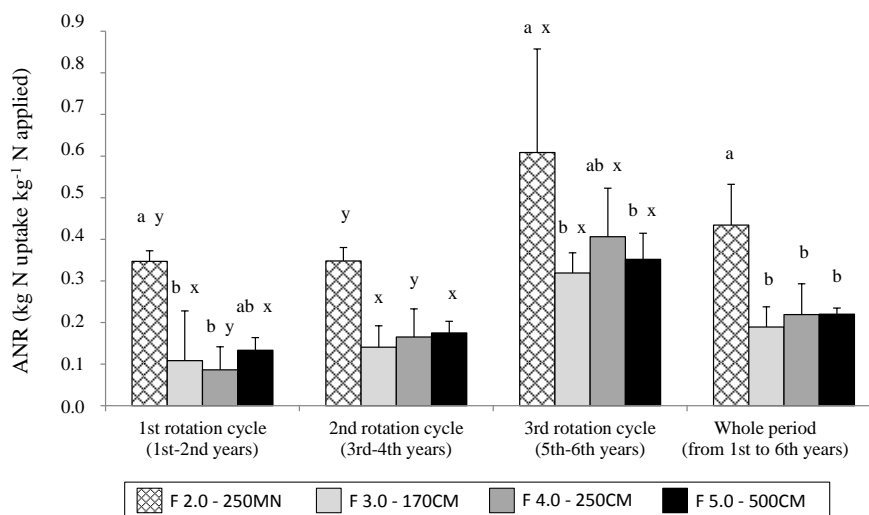


Figure 4.2. Apparent nitrogen recovery (ANR) for the $250 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ mineral fertilizer treatment (F2.0) and cattle manure treatments (CM) equivalent to 170, 250 and $500 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ (F3.0, F4.0 and F5.0 treatments), for each complete rotation of two agronomic years and for the whole period of 6 years. Vertical bars indicate \pm one corrected sample standard deviation ($n = 3$). Treatment means within each rotation followed by the same letter (a or b) or with the same letter between rotations for a fixed treatment (x or y) are not significantly different at $P < 0.05$ according to the Tukey-Kramer test.

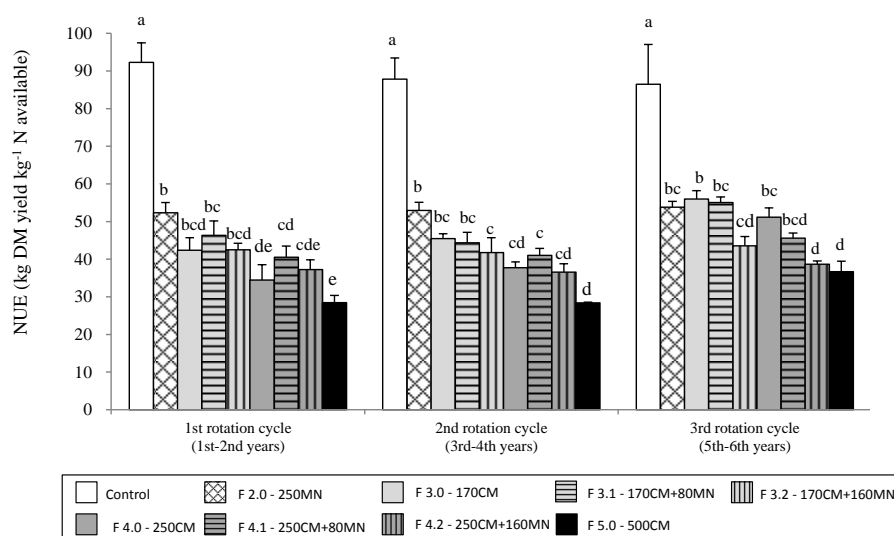


Figure 4.3. Nitrogen use efficiency (NUE) for each rotation of two agronomic years in all the assessed fertilization treatments. Treatments include a control (F1.0, no nitrogen), mineral fertilizer treatment (F2.0, 250 kg N ha⁻¹ year⁻¹) and cattle manure (CM) at rates equivalent to 170 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (F3.0), 250 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (F4.0) and 500 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (F5.0). Treatments F3.0 and F4.0 are complemented by mineral N (MN): low rate equivalent to 80 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (F3.1 or F4.1) or with a high rate equivalent to 160 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (F3.2 or F4.2). Yield refers to dry matter. Statistical description is given in caption of Figure 4.2.

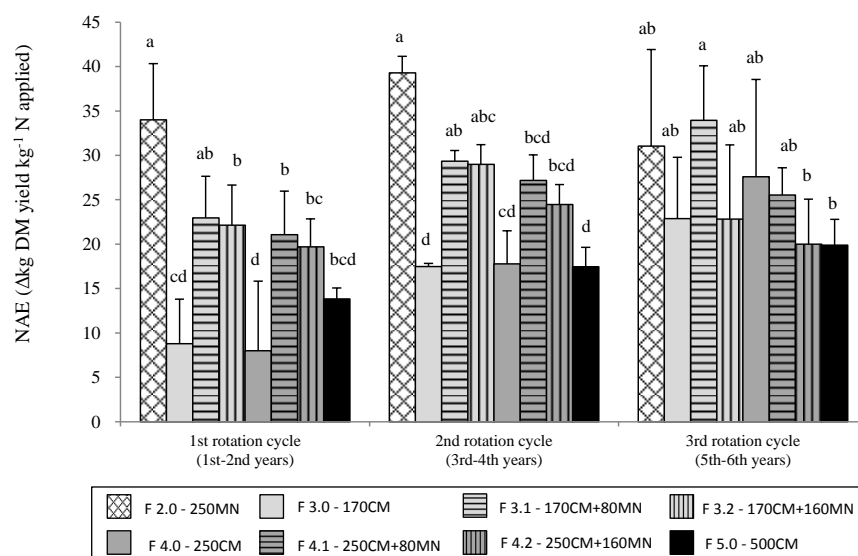


Figure 4.4. Nitrogen agronomic efficiency (NAE) for each rotation of two agronomic years, in eight fertilization treatments. Treatments include a control (F1.0, no nitrogen; it is included in the index expression), mineral fertilizer treatment (F2.0, 250 kg N ha⁻¹ year⁻¹) and cattle manure (CM) at rates equivalent to 170 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (F3.0), 250 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (F4.0) and 500 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (F5.0). Treatments F3.0 and F4.0 are complemented by mineral N (MN): low rate equivalent to 80 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (F3.1 or F4.1) or with a high rate equivalent to 160 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (F3.2 or F4.2). Yield refers to dry matter. Statistical description is given in caption of Figure 4.2.

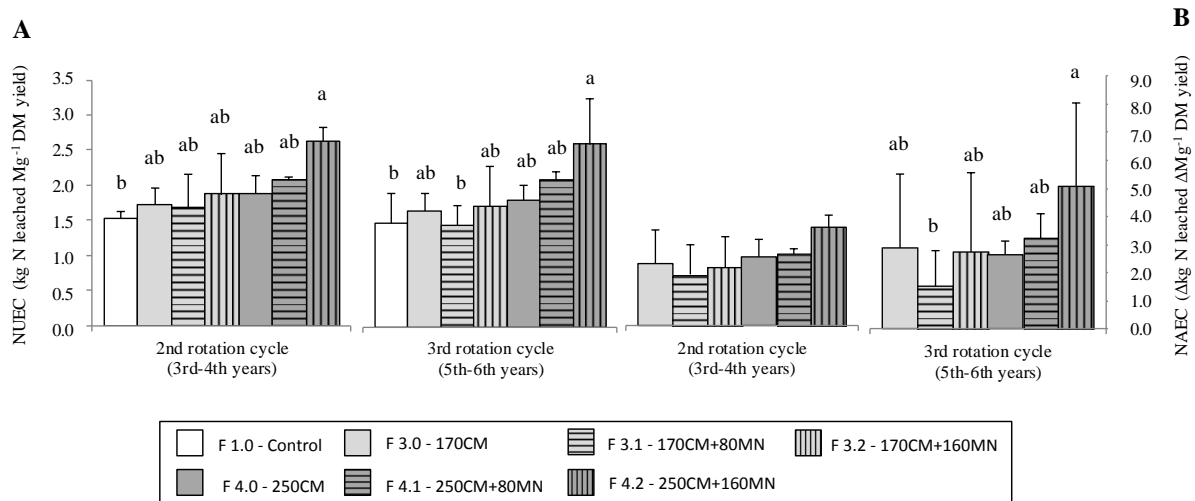


Figure 4.5. (A) Nitrogen use environmental cost (NUEC) and (B) Nitrogen agronomic environmental cost (NAEC) for the second (third and fourth years) and third rotation cycle (fifth and sixth years) and for different fertilization treatments in which N leached was quantified. Treatments include a control (F1.0, no nitrogen; it is included in NAEC expression) and cattle manure (CM) rates equivalent to 170 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (F3.0) and 250 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (F4.0). Treatments F3.0 and F4.0 are complemented by mineral nitrogen (MN) at a low rate of 80 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (F3.1 or F4.1) or with a high rate of 160 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (F3.2 or F4.2). Yields refer to dry matter. Statistical description is given in caption of Figure 4.2.

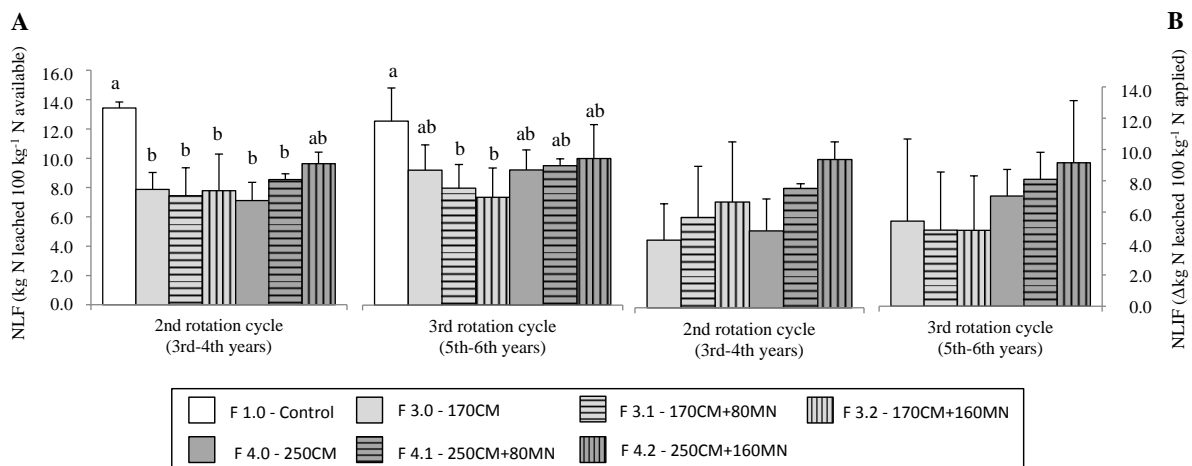


Figure 4.6. (A) Nitrogen leached fraction (NLF) and (B) Nitrogen leached inefficient fraction (NLIF) for the second (third and fourth years) and third rotation cycle (fifth and sixth years) and for different fertilization treatments in which N leached was quantified. Treatments include a control (F1.0, no nitrogen; it is included in NLIF expression) and cattle manure (CM) rates equivalent to 170 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (F3.0) and 250 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (F4.0). Treatments F3.0 and F4.0 are complemented by mineral nitrogen (MN) at a low rate of 80 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (F3.1 or F4.1) or with a high rate of 160 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (F3.2 or F4.2). Statistical description is given in caption of Figure 4.2.

4.4. Discussion

The maximum obtainable yield was similar between the first two rotations and increased in the third one (Table 4.6). Climatic conditions (Fig. 4.1) and precise drought or precise water surplus periods can explain this fact. In the first rotation, lack of water from April 2009 to September 2009 was a constraint to high yields in ryegrass and maize. In the second rotation, ryegrass yield was limited because plant establishment was negatively affected by the 258 mm rainfall recorded during 10-12 October 2010. In the maize crop, establishment was reduced (10% less than normal establishment) because no rainfall was registered during the 9 days following its sowing. Besides, an drought period in July (at flowering

time) contributed to the yield reduction. In the third rotation, oat and sorghum were affected by drought and sorghum yielded half of the average. This yield reduction was compensated in the last annual cropping season. Ryegrass was well established and spring rainfall helped to achieve high yields. In the maize season, it rained just after sowing (good establishment) and although there was some drought in June 2013, rainfall in July and August also allowed high maize yields.

Maximum average yields were obtained by five different fertilization treatments and, in the last rotation, by seven of them (Table 4.6). This fertilization spectrum allows the introduction of a treatment (or treatments) which could satisfy two additional advantageous requirements for the environment and for farmers: maximum N efficiency and the maximum amount of manure being recycled inside the system. When yield results are assessed separately for each rotation cycle of two years (Table 4.6), a tendency to increase yields with time was observed in manured treatments (F3.0, F4.0 and F5.0), while in the mineral fertilized treatment (F2.0) no significant differences with time were obtained. This trend in yield when CM is applied can be attributed to its residual N effect. The residual effect is clearly observed in this experiment because no organic material was applied before the start of the experiment.

During the first four years, if CM was not complemented with mineral N fertilizer, it was necessary to apply high amounts of CM, close to 500 kg N from CM ha⁻¹ year⁻¹, in order to obtain similar yields to those achieved with mineral fertilization (F2.0). This can be explained because, as an average, N in mineral form (ammonium) from CM only represents 25% of the N content, the rest being in organic form (Table 4.2). These results are similar to those obtained by Trindade et al. (2008) in a double-cropping system when producing maize and ryegrass, in a north-western area of Portugal, in which it was necessary to apply more than 400 kg N ha⁻¹ year⁻¹ from organic materials in order to obtain high yields. In addition, it is not unusual in the study area to find that the first organic applications, after years without them, can cause soil mineral N immobilization (Domingo Olivé et al., 2006; Domingo Olivé et al., 2007) in order to balance the C/N ratio of the organic matter applied and that from the soil. Thus, when manures are introduced in the agricultural system at the two lowest rates, it is necessary to include mineral N fertilizer as topdressing to achieve yields similar to the treatment which only received mineral N fertilization (F2.0) from the first (F3.2, F4.1, F4.2) or from the second rotation (F3.1). In practice, this means that for a six year period, where manure applications before crop establishment are combined with mineral fertilizers during crop growth, it is possible to achieve high yields when the annual amount of N applied from manure does not exceed 170 kg N ha⁻¹ year⁻¹ but it is complemented with decreasing rates of N from mineral fertilizers in each rotation (from 160 to 80 kg N ha⁻¹ year⁻¹). This result complies with the European Union Directive to protect waters against nitrate pollution (European Union, 2011). The mineral N rates can be reduced (from 80 to 0 kg N ha⁻¹ year⁻¹) if 250 kg N ha⁻¹ year⁻¹ from manure are applied. It is important to focus on these decreasing schedules of mineral N amounts applied in order to maintain yields and to avoid N overfertilization.

In terms of ANR, the upward evolution of this index in F3.0 manured treatment (Fig. 4.2) can be partially explained by higher yields (Table 4.6) and weather conditions in the last cropping year (Fig. 4.1) which favoured good plant establishment and constrained less crop evapotranspiration. The other point is an enhanced N uptake due to a higher N availability (compared with the control; Fig. 4.3) linked to manure residual effects. Residual effects are greatest with a long growing season (Sørensen and Amato, 2002) which is our case in a double-cropping system. In the first rotation, the lowest ANR values obtained for manured treatments, around 0.09-0.13 were also found by Moleki et al. (2004), with feedlot CM applications, in canola (*Brassica napus* L.), wheat (*Triticum aestivum* L.) and barley (*Hordeum vulgare* L.). Higher values in the third rotation agreed with those of Lalor et al. (2011) in grasslands with cattle slurry applications (ANR between 0.30-0.35). Schröder et al. (2007) also obtained high ANR values in grasslands with CM applications and their results, from 0.22 (first year) up to 0.30 (cumulative ANR of four years) are in agreement with the behaviour of our manure fertilization treatments (Fig. 4.2).

As a consequence, the NFRV of manure increased from an initial 0.38 (first rotation cycle) to 0.50 at the end of the second rotation cycle (i.e. over four years) but rose to 0.67 in the third cycle (250CM treatment). The maximum NFRV (0.67) is quite high when compared with the results from previously

cited authors. However, all of them are in the interval described by Schröder et al. (2005) and Schröder et al. (2007), which gave general values between 20 and 60%, although it could be increased in some situations up to 80%, when the residual effect is completely in balance (steady state). We may add that the highest fertilizer-N recovery obtained (close to 70%) was also reported by Gutser et al. (2005) and Webb et al. (1998) on sandy soils, which are fairly similar to our sandy loam soils. At the end of the third and most productive rotation, the NFRV of 0.67 in the F4.0 treatment could indicate that the system is very near to achieving N balance. This idea was reinforced as the yield ratio between 250CM and 250MN treatments achieved its maximum (0.96).

Our NUE results for manures, from 28.4 to 56.0 for rotation are expressed on a forage yield basis and not as grain yield. This can partially explain why they are higher than those obtained by Bosch-Serra et al. (2015) and López-Bellido and López-Bellido (2001) with maxima of 14.0 and 16.5, respectively, when barley was fertilized with pig slurries (the first) or when ammonium nitrate was applied in wheat trials (the second). The current results are closer to those reported in short cycle barley (from 21.8 to 46.9) by Anbessa and Juskiw (2012), when N was applied in urea form. In an irrigated maize crop under Mediterranean conditions Daudén and Quílez (2004) determined rate between grain yield and applied N (kg kg^{-1}), and obtained a maximum value of 49, close to the maximum obtained by us, although they did not consider SNi and Nmin . In addition, the highest NUE value found in the control is a common finding in fertilization experiments (López-Bellido and López-Bellido, 2001; Anbessa and Juskiw, 2012) and, in our case, an NUE of 108.1, for the whole of the six years evaluated (data not shown), also indicates the inherent high productivity of the system. The ascending trend of F3.2 and F4.1 treatments in NUE and NAE agronomic indexes was similar to those obtained when comparing yields. This fact shows the value of applying mineral N topdressings when CM is introduced in the agricultural system, as was found for cut grass (Beckwith et al., 2002). It also highlights the importance of applying an adequate rate of mineral fertilizer, the choice of which depends upon the manure application rate and the actual accumulated residual effects.

The high NUEC and NAEC values for treatment 4.2 (Figs. 4.5A and 4.5B) without additional yield increment (Table 4.6) encouraged us to discard it. Furthermore, the double-annual cropping system acts a buffer system for N leaching when the total applied N does not exceed 330 kg N ha^{-1} , which is close to the critical N fertilization rate for N uptake in barley plus maize ($137 + 146 \text{ kg N ha}^{-1}$, respectively) found by Yagüe and Quílez (2013) and close to the average of N maximum uptake of 648 kg N ha^{-1} (Perramon et al., 2016) achieved at the highest productive rotation (two years). The NUEC increases if this threshold is surpassed. In fact, in coarse textured soils the difference between total N input and harvested N is the best indicator of nitrate leaching (Schröder et al., 2010), and according to our maximum yields from different treatments (Table 4.6), this difference is much more evident at the highest rate (T4.2). Overall, in the steady state (from the third rotation), treatments F3.1, F3.2, F4.0 and F4.1 can be adopted in real farm practice, with the final decision being linked to the amount and distribution of rainfall because of its influence on productivity and potential N leaching (Trindade et al., 1997). The 250CM fertilization option without mineral N allowed us, in the third rotation cycle, to achieve similar yields ($43\text{-}44 \text{ Mg DM yield ha}^{-1}$) to mineral fertilizer alone ($250 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$), a similar NAE ($\sim 28\%$) and high NFRV (0.67). The N leached in the third rotation ($\sim 77 \text{ kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$ two years⁻¹) is also close to the mean annual value of $35 \text{ kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$ found when using compost in alfalfa-maize, in a six 6 year rotation (3 years each crop) in Michigan (Basso and Ritchie, 2005); these figures are the more favourable to our cropping system as in the USA they had a lower annual average precipitation ($\sim 255\text{-}505 \text{ mm}$ less). Within the limitations of the experimental site, we can conclude that it is possible to achieve high N efficiency using raw manures and to control nitrate leaching as found for manure compost (Leclerc et al., 1995) or other organic residues with a high C/N ratio (Carneiro et al., 2012). The long growing season, the use of CM (Demurtas et al., 2016) and the CM split between sowings of two crops within the rotation, helped to control the long-term nitrate losses from manure. Some points worth noting are the low values of NLF and NLIF (Fig. 4.6A and 4.6B). Figures of NLF below $0.1 \text{ kg N lost by leaching per kg of N available}$, are below the average value of 0.3 for the FracLeach factor estimated by IPCC (2006) to quantify the N fraction lost by leaching and runoff per kg

N applied. Our figures are even below the lowest value of the accepted range (0.1-0.8), which reinforces the sustainability of our double-annual cropping system using CM as fertilizer.

From the results of this study we can conclude that under humid Mediterranean conditions, with an intensive double-annual forage crop system, fertilization with uncomposted CM, applied at rates that supply up to 250 kg N ha⁻¹ year⁻¹ is a viable option, consistent with agronomic and environmental objectives. Furthermore, additional applications of mineral N fertilizer are not necessary, although maximum yields cannot be achieved until residual N effects from repeated manure applications have been fully developed. Nevertheless, according to the current rules, in nitrate vulnerable areas this option is not accepted, which means that, in practice, the maximum permitted manure N rate (170 kg N ha⁻¹ year⁻¹) must be complemented with mineral N. This strategy is a more expensive fertilization option and it makes it difficult to achieve optimum nutrient recycling. Thus, our research demonstrates that it is possible to increase N recycling within the system, favouring its sustainability in a context where farming activity, linked to cattle livestock farming, is under high competitive pressure.

Acknowledgements

This research was financially supported by several institutions involved in the improvement of fertilization practices in La Garrotxa (NE of Spain). These institutions are Garrotxa Volcanic Zone Natural Park, Consortium SIGMA, IRTA-Mas Badia Foundation and Ministry of Agriculture, Livestock, Fisheries and Food (Generalitat de Catalunya, Catalonia, Spain).

References

- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and drainage paper 56. Rome, Italy.
- Anbessa, Y., Juskiw, P., 2012. Nitrogen fertilizer rate and cultivar interaction effects on nitrogen recovery, utilization efficiency, and agronomic performance of spring barley. *ISRN Agronomy*, 2012, 1-8.
- Arregui, L.M., Quemada, M., 2006. Drainage and nitrate leaching in a crop rotation under different N-fertilizer strategies: application of capacitance probes. *Plant and Soil*, 288, 57-69.
- Basso, B., Ritchie, J.T., 2005. Impact of compost, manure and inorganic fertilizer on nitrate leaching and yield for a 6-year maize-alfalfa rotation in Michigan. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 108, 329-341.
- Beckwith, C.P., Lewis, P.J., Chalmers, A.G., Froment, M.A., Smith, K.A., 2002. Successive annual applications of organic manures for cut grass: short-term observations on utilization of manure nitrogen. *Grass and Forage Science*, 57, 191-202.
- Bosch-Serra, A.D., 2010. Nitrogen use efficiency in rainfed Mediterranean agriculture. *Encyclopedia of Soil Science*. Taylor and Francis. London, UK. 1: 1-6.
- Bosch-Serra, A.D., Ortiz, C., Yagüe, M.R., Boixadera, J., 2015. Strategies to optimize nitrogen efficiency when fertilizing with pig slurries in dryland agricultural systems. *European Journal of Agronomy*, 67, 27-36.
- Carneiro, J.P., Coutinho, J., Trindade, H., 2012. Nitrate leaching from a maize x oats double-cropping forage system fertilized with organic residues under Mediterranean conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 160, 29-39.

Cavalli, D., Cabassi, G., Borrelli, L., Geromel, G., Bechini, L., Degano, L., Marino Gallina, P., 2016. Nitrogen fertilizer replacement value of undigested liquid cattle manure and digestates. *European Journal of Agronomy*, 73, 34-41.

Cela, S., Santiveri, F., Lloveras, J., 2011. Residual effects of pig slurry and mineral nitrogen fertilizer on irrigated wheat. *European Journal of Agronomy*, 34, 257-262.

Daudén, A., Quílez, D., 2004. Pig slurry versus mineral fertilization on corn yield and nitrate leaching in a Mediterranean irrigated environment. *European Journal of Agronomy*, 21, 7-19.

Daudén, A., Quílez, D., Martínez, C., 2004. Residual effects of pig slurry applied to a Mediterranean soil on yield and N uptake of a subsequent wheat crop. *Soil Use and Management*, 20, 156-162.

Demurtas, C.E., Seddaiu, G., Ledda, L., Cappai, C., Doro, L., Carletti, A., Roggero, P.P., 2016. Replacing organic with mineral N fertilization does not reduce nitrate leaching in double crop forage systems under Mediterranean conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 219, 83-92.

Diacono, M., Montemurro, F., 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30, 401-422.

Dittert, K., Goerges, T., Sattelmacher, B., 1998. Nitrogen turnover in soil after application of animal manure and slurry as studied by stable isotope ^{15}N : a review. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 161, 453-463.

Domingo Olivé, F., Serra Gironella, J., Teixidor Albert, N., 2006. Fertilización con productos orgánicos de origen ganadero en sistemas de cultivo de maíz en regadío en Girona (Cataluña): producción y balance de nitrógeno. In: Quemada M. (ed) Balance de nitrógeno en sistemas de cultivo de cereal de invierno y de maíz en varias regiones españolas. Monografías INIA-Serie Agrícola 22, INIA, Madrid, Spain, 2006, pp. 91-106.

Domingo Olivé, F., Perramon Ramos, B., Serra Gironella, J., Boixadera Llobet, J., Roselló Martínez, A., Teixidor Albert, N., 2007. N mineralization from soil and manure under rainfed Mediterranean conditions. In: Bosch Serra A.D., Teira Esmatges M.R. and Villar Mir J.M. (eds) Proceedings of the 15th Nitrogen Workshop: Towards a better efficiency in N use. Editorial Milenio, Lleida, Spain, 2007, pp. 85.

European Union, 1991. Council Directive 91/676/EEC, of 12 December 1991, concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. *Official Journal of European Communities*, L 375, 1-8.

European Union, 2011. Commission Implementing Decision 2011/721/EU, of 3 November 2011, on granting a derogation requested by Italy with regard to the Regions of Emilia Romagna, Lombardia, Piemonte and Veneto pursuant to Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. *Official Journal of European Communities*, L 287, 36-41.

Generalitat de Catalunya, 1998. Decret 283/1998, de 21 d'octubre, de designació de les zones vulnerables en relació amb la contaminació de nitrats procedents de fonts agràries. DOGC 2760, 13677-13680.

Generalitat de Catalunya, 2004. Decret 476/2004 de 28 de desembre, pel qual es designen noves zones vulnerables en relació amb la contaminació de nitrats procedents de fonts agràries. DOGC 4292, 27067-27070.

Generalitat de Catalunya, 2009. Acord GOV/128/2009, de 28 de juliol, de revisió i designació de noves zones vulnerables en relació amb la contaminació per nitrats procedents de fonts agràries. DOGC 5435, 61692-61695.

Generalitat de Catalunya, 2015. Acord GOV/13/2015, de 3 de febrer, pel qual es revisen i s'amplien les zones vulnerables a la contaminació per nitrats procedents de fonts agràries. DOGC 6804.

Gu, L., Liu, T., Wang, J., Liu, P., Dong, S., Zhao, B., So, H.B., Zhang, J., Zhao, B., Li, J., 2016. Lysimeter study of nitrogen losses and nitrogen use efficiency of Northern Chinese wheat. *Field Crops Research*, 188, 82-95.

Gutser, R., Ebertseder, T., Weber, A., Schrami, M., Schmidhalter, U., 2005. Short-term and residual availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizers on arable land. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 168, 439-446.

Hernández, D., Polo, A., Plaza, C., 2013. Long-term effects of pig slurry on barley yield and N use efficiency under semiarid Mediterranean conditions. *European Journal of Agronomy*, 44, 78-86.

IPCC, 2006. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Volume 4. Agriculture, forestry and other land use, Chapter 11. Intergovernmental Panel on Climate Change. Available at: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html> (accessed 18.02.16).

Klausner, S.D., Kanneganti, V.R., Bouldin, D.R., 1994. An approach for estimating a decay series for organic nitrogen in animal manure. *Agronomy Journal*, 86, 897-903.

Lalor, S.T.J., Schröder, J.J., Lantinga, E.A., Oenema, O., Kirwan, L., Shulte, R.P.O., 2011. Nitrogen fertilizer replacement value of cattle slurry in grassland as affected by method and timing of application. *Journal of Environmental Quality*, 40, 362-373.

Lalor, S.T.J., Schröder, J.J., Lantinga, E.A., Shulte, R.P.O., 2013. Effect of application timing and grass height on the nitrogen fertilizer replacement value of cattle slurry applied with a trailing-shoe application system. *Grass and Forage Science*, 69, 488-501.

Leclerc, B., Georges, P., Cauwel, B., Lairon, D., 1995. A five year study on nitrate leaching under crops fertilised with mineral and organic fertilisers in lysimeters. *Nitrogen Leaching in Ecological Agriculture*, 11, 301-308.

López-Bellido, R.J., López-Bellido, L., 2001. Efficiency of nitrogen in wheat under Mediterranean conditions: effect of tillage, crop rotation and N fertilization. *Field Crop Research*, 71, 31-46.

López-Bellido, L., Muñoz-Romero, V., Benítez-vega, J., Fernández-García, P., Redondo, R., López-Bellido, R.J., 2012. Wheat response to nitrogen splitting applied to Vertisols in different tillage systems and cropping rotations under typical Mediterranean climatic conditions. *European Journal of Agronomy*, 43, 24-32.

Moleki, S.P., Shoenau, J.J., Charles, J.L., Wen, G., 2004. Effect of rate, frequency and incorporation of feedlot cattle manure on soil nitrogen availability, crop performance and nitrogen use efficiency in east-central Saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science*, 84, 199-210.

Perramon, B., Calm, E., Pijuan, J., Bassols, E., Falgarona, L., Palou, O., Puiguriquer, M., Zapata, J., Mazón, J., 2011. Agriculture and livestock in the Garrotxa Volcanic Zone Natural Park. La Garrotxa Volcanic Zone Natural Park, Generalitat de Catalunya, Olot, Catalonia, Spain. Available at: <http://www.gencat.cat/parcs/garrotxa> (accessed 24.06.15).

Perramon, B., Bosch-Serra, A.D., Domingo, F., Boixadera, J., 2016. Organic and mineral fertilization management improvements to a double-annual cropping system under humid Mediterranean conditions. *European Journal of Agronomy*, 76, 28-40.

SAS Institute, 2002-2012. SAS/STAT. Software v 9.4. SAS Institute Inc., Cary, NC, USA.

Schröder, J., 2005. Revisiting the agronomic benefits of manure: a correct assessment and exploitation of its fertilizer value spares the environment. *Bioresource Technology*, 92, 253-261.

Schröder, J.J., Jansen, A.G., Hilhorst, G.L., 2005. Long-term nitrogen supply from cattle slurry. *Soil Use and Management*, 21, 196-204.

Schröder, J.J., Uenk, D., Hilhorst, G.J., 2007. Long-term nitrogen fertilizer replacement value of cattle manures applied to cut grassland. *Plant and Soil*, 299, 83-99.

Schröder, J.J., Assinck, F.B.T., Uenk, D., Velthof, G.L., 2010. Nitrate leaching from cut grassland as affected by the substitution of slurry with nitrogen mineral fertilizer on two soil types. *Grass and Forage Science*, 65, 49-57.

Soil Survey Staff, 2014. Keys to soil taxonomy (12th ed.). USDA-Natural Resources Conservation Service, United States Government Printing Office, Washington, DC.

Sørensen, P., Amato, M., 2002. Remineralization and residual effects of N after application of pig slurry to soil. *European Journal of Agronomy*, 16, 81-95.

Sørensen, P., 2004. Immobilisation, remineralisation and residual effects in subsequent crops of dairy cattle slurry nitrogen compared to mineral fertiliser nitrogen. *Plant and Soil*, 267, 285-296.

Trindade, H., Coutinho, J., Van Beusichem, M.L., Scholefield, D., Moreira, N., 1997. Nitrate leaching from sandy loam soils under a double-cropping forage system estimated from suction-probe measurements. *Plant and Soil*, 195, 247-256.

Trindade, H., Coutinho, J., Jarvis, S., Moreira, N., 2008. Effects of different rates and timing of application of nitrogen as slurry and mineral fertilizer on yield of herbage and nitrate-leaching potential of a maize/Italian ryegrass cropping system in north-west Portugal. *Grass and Forage Science*, 64, 2-11.

Webb, J., Seeney, F.M., Sylvester-Bradley, R., 1998. The response to fertilizer nitrogen of cereals grown on sandy soils. *Journal of Agricultural Science*, 130, 271-286.

Webb, J., Sørensen, P., Velthof, G., Amon, B., Pinto, M., Rodhe, L., Salomon, E., Hutchings, N., Burczyk, P., Reid, J., 2013. An assessment of the variation of manure nitrogen efficiency throughout Europe and an appraisal of means to increase manure-N efficiency. *Advances in Agronomy*, 119, 371-442.

Yagüe, M.R., Quílez D., 2013. Residual effects of fertilization with pig slurry: double cropping and soil. *Agronomy Journal*, 105, 70-78.

Capítol 5: Disponibilidad de nutrientes en una rotación forrajera de doble cultivo anual con fertilización orgánica y mineral

Disponibilidad de nutrientes en una rotación forrajera de doble cultivo anual con fertilización orgánica y mineral

B. Perramon^{1,2}, A.D. Bosch-Serra², F. Domingo³, J. Boixadera^{2,4}

¹ Parque Natural de la Zona Volcánica de la Garrotxa, Olot, Cataluña, España

² Departamento de Medio Ambiente y Ciencias del Suelo, Universidad de Lleida, Cataluña, España

³ IRTA-Mas Badia, Estación Experimental Agrícola Mas Badia, La Tallada d'Empordà, Cataluña, España

⁴ Departamento de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación, Generalitat de Catalunya, Lleida, Cataluña, España

Resumen

Los fertilizantes orgánicos además de materia orgánica aportan múltiples nutrientes. Su uso suele basarse en el criterio N pero a medio y a largo plazo se debe contemplar la evaluación del contenido en el suelo y la disponibilidad para los cultivos de otros nutrientes, evitando una acumulación de éstos o bien una minería que pueda impactar negativamente en el medio. El estudio se realizó en un experimento de fertilización en campo, con 3 rotaciones bianuales de cuatro cultivos (6 años) y diseñado en base a las aportaciones de N, principalmente en forma orgánica. Los tratamientos incluyeron un control (0 N), dos tratamientos minerales en los que se aportaron 250 kg N ha⁻¹ año⁻¹ en diferentes momentos de la rotación, tres tratamientos con aportaciones de estiércol (170, 250 y 500 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y cuatro tratamientos en que las dosis bajas de estiércol (170 y 250 kg N ha⁻¹ año⁻¹) se complementaron con N mineral en cobertura a dosis de 80 y 160 kg N ha⁻¹ año⁻¹. Los tratamientos se distribuyeron aleatoriamente en cada uno de los tres bloques. La aplicación de estiércol incrementó la materia orgánica en el suelo y el N mineralizado a medio plazo. La aplicación de estiércol a una dosis elevada (500 kg N ha⁻¹ año⁻¹) mostró un superávit de N, P y K e incrementó en exceso la disponibilidad de P (80 mg kg⁻¹, Olsen) y de K (263 mg kg⁻¹, NH₄AcO 1N), a la vez que se duplicó la disponibilidad de Zn (hasta 4.1 mg kg⁻¹) y el Na intercambiable (hasta un 0.9% de la saturación de bases). En cambio, las dosis equivalentes a 170 y 250 kg N ha⁻¹ año⁻¹ y ya en la tercera rotación (en la que ya se incluye el efecto residual acumulado de la aplicación continuada del estiércol), no presentaron incrementos significativos de P y K respecto a la fertilización mineral. No obstante, la dosis media de estiércol (250 kg N ha⁻¹ año⁻¹) optimiza la recirculación de nutrientes en el sistema de doble cultivo anual.

Palabras clave: materia orgánica, mineralización, macronutrientes, micronutrientes, balance de nutrientes.

Abreviaciones: CIC, capacidad de intercambio catiónico; CE, conductividad eléctrica; MS, materia seca.

5.1. Introducción

La fertilización con materiales orgánicos requiere un conocimiento detallado de sus características químicas además de su origen, manejo y tiempo de almacenamiento (Klausner et al., 1994). Las incertidumbres en su composición y posteriormente en la evolución de la materia orgánica aplicada pueden provocar un uso inadecuado del fertilizante orgánico. Para evitar estas problemáticas, especialmente en cultivos extensivos que son los mayores receptores de estos fertilizantes, se deben plantear experimentos de campo a medio-largo plazo (Johnston y Poulton, 2005; Schröder, 2005) que permitan evaluar la evolución del contenido de la materia orgánica del suelo (humificación), la disponibilidad de N asociada a su mineralización y la dinámica de otros nutrientes en el sistema agua-suelo-cultivo (Monaco et al., 2008; Sørensen, 2004).

Bajo un manejo correcto de los fertilizantes orgánicos, la materia orgánica aportada conlleva múltiples beneficios ligados a una mejora de las propiedades biológicas, químicas y físicas del suelo, sin que se produzcan impactos negativos como la acumulación excesiva de nutrientes en el suelo (Diacono y Montemurro, 2010). Así, la mejora de las propiedades físicas (Rasool et al., 2008; Edmeades, 2003) derivada de la aplicación de fertilizantes orgánicos debe ir asociada a minimizar los impactos ambientales negativos (Bhogal et al., 2009). También se incluyen beneficios ambientales como el secuestro de C en el suelo y la retención asociada de N orgánico (Bertora et al., 2009).

La principal forma en que se encuentra el N en los estiércoles es en forma orgánica. Este N se va convirtiendo de manera gradual en N mineral siguiendo el patrón de las series decrecientes, concepto introducido por Pratt et al. (1973). Este concepto ha sido ampliado y completado por múltiples autores que han establecido tasas de mineralización específicas para estiércol fresco en el cultivo del maíz (Cusick et al., 2006) o para diferentes materiales orgánicos (Muñoz et al., 2008) y detalladas para diferentes ambientes y situaciones.

La determinación de la mineralización cuando no se aplica ningún tipo de fertilización nitrogenada ni ninguna enmienda que aporte materia orgánica en el suelo facilita la interpretación de los resultados. Es decir, no hay que contabilizar procesos de inmovilización de N después de su aplicación y tampoco de incremento de la mineralización a medio-largo plazo por el aporte asociado de materia orgánica (Sørensen, 2004). Otros procesos, como la degradación del rastrojo incorporado en el suelo y el de las propias raíces van a incidir inevitablemente en la mineralización de la materia orgánica.

No obstante, la multiplicidad de factores (clima, suelo, contenido de materia orgánica, sistema productivo, labores del suelo) que intervienen en la mineralización de la materia orgánica del suelo (Addiscot, 2000; Klausner et al., 1994; Schöder, 2005; Sørensen, 2004) provoca que las tasas obtenidas en diferentes estudios sean muy diversas y que deban relacionarse con las características propias del sistema agrario a las que pertenecen.

En el sistema agrario de la comarca de la Garrotxa (Cataluña, NE España) son habituales los sistemas productivos de doble cultivo anual para un aprovechamiento forrajero que están ligados a explotaciones de vacuno de carne y de leche (Perramon et al., 2011). La presencia de estas explotaciones permite disponer de materiales orgánicos para la fertilización de los cultivos. Esta relación entre agricultura y ganadería ofrece la posibilidad de realizar una fertilización dirigida a cerrar los ciclos de nutrientes en un mismo sistema agrario, práctica que comporta una serie de beneficios ambientales y económicos. Aunque el equilibrio entre la disponibilidad de nutrientes y la demanda de los cultivos no es posible en su totalidad, el manejo de la fertilización orgánica en sistemas agrarios intensivos, debe mejorarse con el objetivo de acercarse a este modelo de economía circular. Ello requiere un mayor conocimiento de la dinámica de los nutrientes y del efecto residual de la aplicación de materiales orgánicos (Schröder, 2005).

Actualmente, el principal problema ambiental derivado de la fertilización de los cultivos extensivos es la potencial contaminación de las aguas subterráneas por N de origen agrario. La contaminación de las aguas por N se produce por la solubilidad de las formas minerales nítricas que no son retenidas

por el complejo arcillo-húmico y que facilitan su pérdida por lixiviación. El presente experimento de campo se encuentra en una zona vulnerable por contaminación con nitratos (Generalitat de Catalunya, 1998; 2004; 2009; 2015), por lo que se debe incidir en una mejora de la fertilización a través de un mayor conocimiento de todo el conjunto agua-suelo-cultivo.

Junto con el N, el P también supone una amenaza ambiental en las zonas agrarias donde se fertiliza con materiales orgánicos ya que su composición no suele ajustarse al equilibrio de la demanda de nutrientes que tienen las plantas. La relación N/P de los fertilizantes orgánicos suele ser significativamente inferior a la de las extracciones que realizan los cultivos. Schröder (2005) afirma que si la fertilización se centra en cubrir las necesidades de N con abono orgánico, se va a acumular P en el suelo.

De las posibles problemáticas ambientales que se puedan generar con la acumulación de P en el suelo y su riesgo de pérdida, cabe destacar la eutrofización de las aguas (Sims et al., 1998). Las principales pérdidas se producen por escorrentía superficial o lixiviado por flujos preferenciales, a menudo asociados a sistemas de drenajes artificiales (Addiscott y Thomas, 2000). Aunque en determinadas condiciones de suelo y climáticas también se pueden producir lixiviados de P hacia el subsuelo y hacia las aguas subterráneas (Sims et al., 1998; King et al., 2015).

Con la fertilización orgánica se aportan, además de los macronutrientes N, P y K, otros nutrientes (p.e. Ca y Mg), otros micronutrientes esenciales (p.e. Cu, Zn y Mn) (Benke et al., 2008) y otros elementos no esenciales (p.e. Na). La aplicación de fertilizantes orgánicos de manera continuada puede facilitar su acumulación excesiva en el suelo, generando problemáticas ambientales (Moore et al., 2014). La fertilización orgánica también puede incidir en las propiedades químicas del suelo, por ejemplo en el pH, en la CE o en la CIC (Martí et al., 2015).

En una rotación de doble cultivo anual con elevadas necesidades nutricionales, aplicando una fertilización orgánica en que se sigue el criterio N, queda en el aire la evaluación de la dinámica de otros nutrientes clave en impactos sobre sistemas externos (p.e. el P) o en el propio sistema (p.e. salinización o sodificación). El estudio de estos potenciales impactos requiere de la implementación de experimentos de campo planteados a medio-largo plazo.

En el presente experimento, de 6 años de duración, se pretende i) evaluar la incidencia de la fertilización continuada con diferentes dosis de estiércol sobre la disponibilidad neta anual de N procedente de la mineralización, ii) cuantificar los cambios en los contenidos de materia orgánica en el suelo iii) evaluar la disponibilidad de otros nutrientes (P, K) y iv) determinar cambios en la disponibilidad de otros micronutrientes (Cu, Zn, Mn) y en propiedades químicas (pH, CE, CIC, cationes de cambio).

Los resultados de este estudio, junto con otros datos extraídos del mismo experimento de campo (Perramon et al., 2016a; Perramon et al., 2016b), permitirán fundamentar estrategias de fertilización con estiércoles para alcanzar buenos rendimientos productivos minimizando los impactos ambientales negativos. Con la implantación de estas estrategias de fertilización se puede mejorar la gestión ambiental al potenciar la economía circular mediante el cierre del círculo de los nutrientes en el mismo sistema agrario.

5.2. Materiales y métodos

5.2.1. Suelo y descripción del clima

El suelo del experimento de campo tiene un buen drenaje con una textura franco-arenosa y no presenta pedregosidad superficial. El suelo se clasifica como Fluventic Eutrudept (Soil Survey Staff, 2014). Al inicio del experimento, el contenido de materia orgánica no era elevado. El primer horizonte era rico en P disponible y presentaba un contenido medio en el resto de horizontes. El K disponible era

bajo en el perfil y la disponibilidad de los micronutrientes analizados (Cu, Zn, Mn) no era limitante (Tabla 5.1). En caso alguno se mostraba una acumulación excesiva de nutrientes derivada de prácticas de fertilización inadecuadas previas al inicio del experimento.

El clima de la zona es mediterráneo húmedo, con una pluviometría media anual cercana a los 1000 mm. Primavera y otoño son los dos periodos con una mayor precipitación. Invierno es el período más seco. En verano no es habitual la presencia de periodos muy secos (Fig. 5.1), lo que permite el desarrollo de cultivos, como el maíz, sin necesidad de riego. En el presente experimento las parcelas no se regaron.

Durante el período del experimento, los datos meteorológicos se obtuvieron de una estación meteorológica situada a 4 km en línea recta desde la parcela experimental. La temperatura media anual fue de 12.5°C por el periodo de duración del experimento de campo (2007-13), con un máximo de la temperatura media diaria de 21.4°C en el mes de agosto y con un mínimo de 4.3°C en el mes de enero. La media anual de precipitación por este mismo período fue de 931 mm, con un máximo de 1432 mm en el año 2011 y un mínimo de 569 mm en el año 2007 (Fig. 5.1).

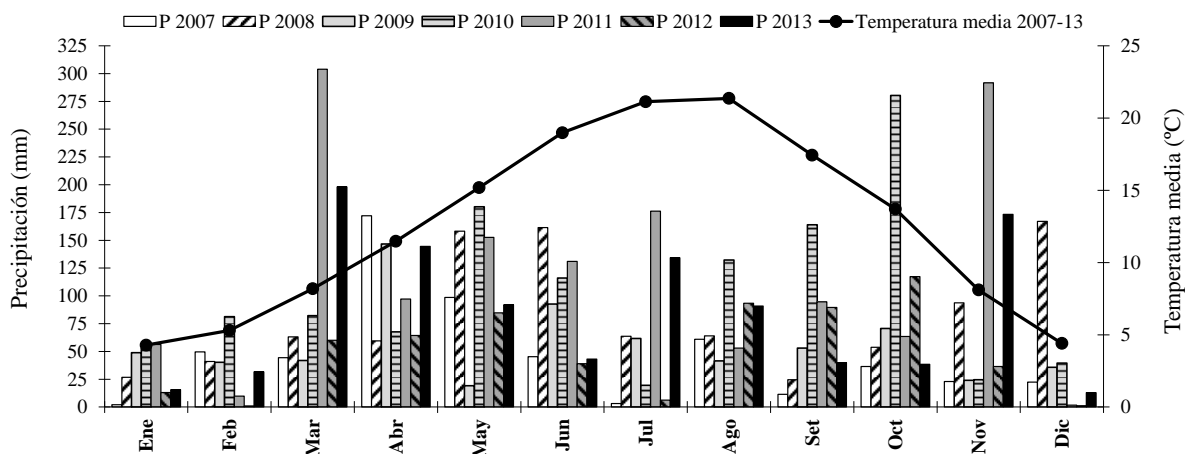


Figura 5.1. Temperatura media mensual 2007-13 (línea continua) y precipitación mensual (P) entre los años 2007 y 2013. Los datos proceden de una estación meteorológica situada a 4 km del campo experimental.

5.2.2. Diseño del experimento

El experimento se estableció en la Garrotxa (Cataluña, NE España; 42° 08' 32" N, 2° 30' 10" E, altitud 534 msnm). Se implantó un sistema de doble cultivo anual forrajero, con dos rotaciones anuales: avena (*Avena sativa* L.) - sorgo (*Sorghum bicolor* L.) en el primer año y raigrás (*Lolium multiflorum* L.) - maíz (*Zea mays* L.) en el segundo año. Los cultivos implantados fueron los más habituales en la zona, y el experimento se mantuvo durante 3 rotaciones (cada rotación abarca un ciclo de dos años) desde octubre de 2007.

El experimento de fertilización se diseñó como un bloque completamente aleatorizado, con 10 tratamientos (siguiendo el criterio N) y 3 repeticiones. Los tratamientos (Tabla 5.2) incluían un control (T1) en donde no se aplicaba N ni ninguna enmienda orgánica, dos tratamientos con aplicación de 250 kg de N mineral ha⁻¹ año⁻¹: en siembra de los cultivos de invierno y verano (T2.1) o bien aplicado en cobertera (T2.2). Tres tratamientos incluían fertilizantes orgánicos a unas dosis de 170, 250 y 500 kg N ha⁻¹ año⁻¹ (T3, T4 y T5 respectivamente). La dosis más baja (170 kg N ha⁻¹ año⁻¹) se aplicó en la siembra del cultivo de verano, mientras que las otras 2 se aplicaron fraccionadas en los 2 cultivos (invierno y verano). Las dos dosis más bajas (170 y 250 kg N ha⁻¹ año⁻¹) se complementaron con N mineral a dosis de 80 (T3.1 o T4.1) o 160 kg N ha⁻¹ año⁻¹ (T3.2 o T4.2), lo que significa 4 nuevos tratamientos. El N mineral se aplicó en cobertera de los cultivos de invierno y verano. Los fertilizantes

orgánicos eran estiércoles de vacuno. Hubo una excepción, la aplicación de 2007-2008 en sorgo en que se aplicó purín de vacuno. Los tratamientos se mantuvieron durante todo el periodo experimental en las mismas parcelas. Cada parcela medía 5 m * 10 m.

Tabla 5.1. Características del suelo al inicio del experimento (muestreo de noviembre del 2007)

Parámetro	Profundidad (cm)			
	0-30	30-60	60-90	90-120
pH (potenciómetro, water 1:2.5)	8.1	8.1	8.2	8.2
Conductividad eléctrica (1:5, dS m ⁻¹ , 25 °C)	0.14	0.13	0.13	0.13
Carbonatos (Calcímetro de Bernard, g kg ⁻¹)	30	30	30	20
Materia orgánica (Walkley-Black, g kg ⁻¹)	15	8	6	3
N Total (Kjeldahl, g kg ⁻¹)	1.18	0.86	0.62	0.49
P (Olsen, mg kg ⁻¹)	19	8	5	5
K (NH ₄ AcO 1N, mg kg ⁻¹)	76	60	53	49
CIC (cmol _c kg ⁻¹)	8.0	8.8	7.7	7.0
Ca-cambio (cmol _c kg ⁻¹)	7.4	8.2	7.2	6.6
Mg-cambio (cmol _c kg ⁻¹)	0.43	0.45	0.40	0.37
Na-cambio (cmol _c kg ⁻¹)	0.03	0.02	0.02	0.03
Cu (DTPA, mg kg ⁻¹)	1.38	0.97	0.62	0.50
Zn (DTPA, mg kg ⁻¹)	1.2	1.0	0.7	0.9
Mn (DTPA, mg kg ⁻¹)	18.5	13.9	8.0	6.4
Granulometría				
Arena (0.05-2 mm)	568	567	580	623
Limo (0.002-0.05 mm)	274	286	285	235
Arcilla (<0.002 mm)	158	147	135	142

5.2.3. Manejo del experimento

En los seis años de experimentación los cultivos de invierno (avena y raigrás) se mantuvieron desde octubre-noviembre hasta mayo-junio, mientras que los cultivos de verano (sorgo y maíz) lo fueron desde mayo-junio hasta setiembre-octubre. El tiempo entre la cosecha de un cultivo y la siembra del siguiente oscilaba entre las dos o tres semanas. Todos los cultivos implantados se aprovecharon para forraje.

En el campo experimental no se habían aplicado materiales orgánicos en los años precedentes a su inicio. Los fertilizantes orgánicos utilizados en el experimento provenían de las explotaciones de bovino de carne y de vaca de leche de la zona. Los fertilizantes orgánicos y minerales aplicados en la siembra se incorporaron en el suelo mecánicamente antes de 24 h tras su aplicación. Los fertilizantes minerales aplicados en cobertera se esparcieron, sin enterrar, sobre la superficie. La cantidad de fertilizante orgánico a aplicar se determinó en función de su composición analítica (Tabla 5.3) y siguiendo el criterio N. El fertilizante nitrogenado mineral fue aplicado en forma de nitrosulfato amónico (26% N) en la siembra y de urea (46% N) en cobertera, siguiendo las prácticas comunes en las parcelas comerciales de la zona.

En los tratamientos que no recibían estiércol y en los que lo recibían en la dosis baja (170 kg N ha⁻¹ año⁻¹) también se aplicaron fertilizantes de P y K, en forma de un abono complejo (0-14-14) y de sulfato de potasio (50% K₂O). Estos fertilizantes se aplicaron a dosis diferentes en función del tratamiento para conseguir que todas las parcelas recibieran inicialmente un mínimo de 130 kg P₂O₅ ha⁻¹ año⁻¹ y 260 kg K₂O ha⁻¹ año⁻¹. A partir del tercer año la dosis anual de K se incrementó a 380 K₂O ha⁻¹ año⁻¹. Estas cantidades se plantearon para cubrir las extracciones de P y K de los cultivos y para asegurar que la respuesta productiva no estuviera ligada a la disponibilidad de estos nutrientes.

Tabla 5.2. Descripción de los tratamientos de fertilización en la rotación de dos años siguiendo el criterio nitrógeno con fertilizantes orgánicos (E) y con fertilizantes minerales (M). Se presentan las cantidades aplicadas únicamente con los estiércoles.

Tratamiento	Fertilización orgánica (kg ha ⁻¹)									
	Rotación 1			Rotación 2			Rotación 3			
Código	Descripción anual ^a	N org - NH ₄ ⁺	P	K	N org - NH ₄ ⁺	P	K	N org - NH ₄ ⁺	P	K
T1	Control	0	0	0	0	0	0	0	0	0
T2.1	Mineral en siembra (250M)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
T2.2	Mineral en cobertura (250M)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
T3	Estiércol (170E)	203-137	67	355	248-92	126	373	219-121	106	395
T3.1	170E + 80M	203-137	67	355	248-92	126	373	219-121	106	395
T3.2	170E + 160M	203-137	67	355	248-92	126	373	219-121	106	395
T4	Estiércol (250E)	334-166	107	518	398-102	154	507	332-168	162	587
T4.1	250E + 80M	334-166	107	518	398-102	154	507	332-168	162	587
T4.2	250E + 160M	334-166	107	518	398-102	154	507	332-168	162	587
T5	Estiércol (500E)	684-316	217	1035	813-187	293	994	668-332	327	1178

^a Los números antes del acrónimo E indican la cantidad de nitrógeno aplicado (kg N ha⁻¹) proveniente del fertilizante orgánico (estiércol) en siembra. Cuando se aplica 170E se aplica solo al cultivo de verano. Cuando se aplica 250E se fracciona en 100 y 150 para el cultivo de invierno y verano respectivamente.

Los números antes del acrónimo M indican la cantidad de nitrógeno aplicado (kg N ha⁻¹) proveniente de fertilizantes minerales. Cuando se aplica 80M o 160M en cobertura se fracciona en 30 o 60 kg N ha⁻¹ para el cultivo de invierno y en 50 o 100 kg N ha⁻¹ para el cultivo de verano, respectivamente. Cuando se aplica únicamente N mineral (250M) se fracciona en dos aplicaciones de 100 (cultivo de invierno) y 150 kg N ha⁻¹ (cultivo de verano) aplicados ambos en siembra (T2.1) o en cobertura (T2.2) de los dos cultivos. En siembra se aplicó nitrosulfato amónico (26%) y en cobertura urea (46%).

En algunos tratamientos también se aplicaron P y K con el abono complejo (0-14-14) y con sulfato de potasio (50% K₂O). Estos fueron aplicados a diferentes dosis para cubrir las extracciones que realiza el cultivo de estos nutrientes hasta la cantidad de 113.5 kg P ha⁻¹ rotación⁻¹ y 429.7 kg K ha⁻¹ rotación⁻¹ en los dos primeros años y 628.1 kg K ha⁻¹ rotación⁻¹ a partir del tercer año. Los tratamientos que recibieron P y K fueron el control (T1), los minerales (T2.1 y T2.2) y los 170E (T3, T3.1 y T3.2).

Tabla 5.3. Características de los fertilizantes orgánicos aplicados en los diferentes años y cultivos.

Cultivo implantado	Año agronómico	Materia orgánica oxidable ^a (%)	Materia seca ^b (g kg ⁻¹)	Composición ^b de nutrientes (g kg ⁻¹)				
				N total	N orgánico	N-NH ₄ ⁺	P total	K total
Avena	2007-08	87.9	181	3.76	2.36	1.40	0.78	3.33
Sorgo		31.2	44	3.10	1.70	1.40	0.42	1.98
Raigrás	2008-09	43.1	219	5.14	4.70	0.44	1.38	6.00
Maíz		49.1	184	2.95	1.91	1.04	0.76	4.27
Avena	2009-10	84.8	291	5.84	5.22	0.62	1.52	5.79
Sorgo		56.7	163	4.23	3.34	0.89	1.72	3.96
Raigrás	2010-11	35.3	153	5.42	4.86	0.56	0.94	4.30
Maíz		61.5	182	3.35	2.25	1.10	1.14	4.21
Avena	2011-12	56.6	162	3.39	2.01	1.39	0.76	3.17
Sorgo		25.5	320	6.15	3.45	2.70	1.83	7.71
Raigrás	2012-13	18.3	336	5.46	4.35	1.12	2.52	7.93
Maíz		54.2	229	4.51	3.28	1.23	1.47	4.83

^a La materia orgánica oxidable de los fertilizantes orgánicos está expresada sobre materia seca.

^b La materia seca y la composición de nutrientes de los fertilizantes orgánicos está expresada sobre materia fresca.

5.2.4. Determinaciones en campo, laboratorio y cálculos

Al inicio del experimento de campo (2007) se muestreó el suelo en 4 profundidades (0-30, 30-60, 60-90 y 90-120 cm). Se obtuvo una muestra compuesta de múltiples puntos del campo para cada profundidad. De estas muestras se analizaron los principales parámetros químicos y la textura del suelo (Tabla 5.1). Al final del experimento de campo (2013) se muestrearon todas las parcelas de forma individual en 3 profundidades (0-30, 30-60 y 60-90 cm) para la realización del análisis de los mismos parámetros del suelo que al inicio del experimento (Tabla 5.1) con la excepción de las determinaciones de granulometría. El contenido de materia orgánica, N, P y K se analizaron en las 3 profundidades muestreadas, el pH, la CIC y la CE se analizaron en las profundidades de 0-30 y de 30-60 cm, y los cationes y micronutrientes se analizaron en la profundidad de 0-30 cm.

El contenido de N mineral (forma nítrica) en el suelo se determinó en la siembra y antes de la fertilización de cobertura de cada cultivo, lo que significa 4 veces al año. Se omitió el N mineral en forma amoniacal por considerar que los valores son bajos. Las muestras de suelo se recogieron en todas las parcelas en un mínimo de 3 profundidades (0-30, 30-60 y 60-90 cm). En cada parcela se obtuvo una muestra a partir de dos puntos en cada profundidad. Las muestras se almacenaron a 4°C de temperatura hasta que se analizó el contenido en nitratos mediante cromatografía iónica después de su extracción con agua desmineralizada.

A partir del tercer año del experimento se equiparon las parcelas de algunos tratamientos (T0, T3, T3.2, T4 y T4.2) para poder determinar el N lixiviado. Se instalaron 2 sondas de succión en cada parcela evaluada para recoger el agua lixiviada a partir de 1 m de profundidad, lo que permitió analizar su contenido en N mediante cromatografía iónica. Paralelamente también se instaló 1 tubo de PVC en cada parcela evaluada para la lectura de la humedad del suelo con el sistema FDR (frequency domain reflectometry) que permitió la lectura de la humedad del suelo a diferentes profundidades (10, 20, 30, 40, 60 y 100 cm) previa calibración. El muestreo del agua de las sondas y las lecturas de la humedad del suelo se realizaron simultáneamente y con una frecuencia media de aproximadamente un mes, aunque fue variando en función de la precipitación.

Con estos datos y para el periodo comprendido entre el tercer y el sexto año de experimentación se realizó un balance de N mineral para determinar la mineralización neta en el perfil del suelo (0-90 cm), para ello se utilizaron los datos del tratamiento control (T1). El balance (Ec. 1) está basado en la

ecuación de la conservación de la masa (Meisinger y Randall, 1991). Este balance también se realizó en los tratamientos en los que se aplicó únicamente estiércol a dosis equivalentes a 170 y 250 kg N ha⁻¹ año⁻¹. El cálculo del N mineralizado neto se realizó en 4 periodos al año, entre los momentos en los que se determina el contenido de N mineral del suelo.

$$N_{\text{min}} = N_{\text{fs}} + N_{\text{ext}} + N_{\text{lix}} - N_{\text{is}} - N_{\text{es}} \quad (\text{kg N ha}^{-1}) \quad \text{Ecuación [1]}$$

Donde, N_{min} : N mineralizado (0-90 cm); N_{fs} : contenido de N mineral del suelo (0-90 cm) al final del período; N_{ext} : extracciones que realiza el cultivo; N_{lix} : N nítrico lixiviado; N_{is} : contenido de N mineral del suelo (0-90 cm) al inicio del período y N_{es} : N mineral aportado con el estiércol. En las extracciones de los cultivos también se incluyen las realizadas por las raíces y por el rastrojo, éstas se consideran equivalentes a un 12,5% de las extracciones realizadas por la parte aérea de la planta (Domingo et al., 2006). El valor de N_{fs} incorpora el balance de N asociado a los procesos de humificación y mineralización de la materia orgánica del suelo así como de la incorporada mediante los fertilizantes orgánicos.

En la Ec. 1 no se cuantifica el N atmosférico depositado debido a su baja magnitud respecto los valores de mineralización (Sanchez et al., 1998) ni tampoco la entrada de N por fijación debido a que no se implantan leguminosas en la rotación.

No se cuantifica la volatilización, debido a que ésta se desprecia si no se aplica N (T1) y porque cuando se aplica estiércol, este tiene un contenido bajo de N amoniacal, además de que se incorpora rápidamente en el suelo tras la aplicación (habitualmente en el mismo día). Tampoco se consideran las pérdidas por desnitrificación, ya que la textura del suelo (Tabla 5.1) favorece la rápida infiltración del agua de lluvia. Además, la implantación de cultivos que transpiran al largo de todo el año provoca que las condiciones de saturación de agua en el suelo e incluso de capacidad de campo no se prolonguen en el tiempo.

El N lixiviado se determina a partir de la Ec. 2.

$$N_{\text{lix}} = AD * CN \quad (\text{kg N ha}^{-1}) \quad \text{Ecuación [2]}$$

Donde AD es la cantidad de agua drenada y CN es la concentración en N del agua drenada, que se determina a través de analizar el agua recogida en las sondas de succión.

La AD se determina a partir de la realización de un balance hídrico (Ec. 3).

$$AD = P - ETc \pm \Delta RA \quad (\text{mm}) \quad \text{Ecuación [3]}$$

Donde, P es la precipitación, ETc es la evapotranspiración del cultivo obtenida a partir de los valores de la ETo, modificada mediante los coeficientes de cultivo y corregida en función de las condiciones reales de humedad del suelo (Capítulo 3). ΔRA es la variación de la reserva de agua en el suelo, que se obtiene mediante las lecturas reales de campo de la humedad del suelo.

En cosecha, se procedió al corte mediante segadora en la avena, el raigrás y el sorgo, donde se segó una superficie de 12 m² (1.2 m * 10 m) de cada parcela. En el maíz se cortaron las plantas manualmente en una superficie de 15 m² (1.5 m * 10 m) de cada parcela. Las producciones se determinaron a partir de la materia fresca pesada en campo. Una muestra del cultivo fue recogida en cada una de las parcelas y fue almacenada durante un máximo de 48 h a 4°C de temperatura antes de determinar la materia seca y posteriormente la concentración de N, y en algunos años y cultivos también se determinó la concentración de P y K. La materia seca se determinó secando la muestra a 60°C. La concentración en N se determinó mediante digestión Kjeldahl en el primer año y con NIR a partir del segundo año. No se presentan las concentraciones de N y las extracciones asociadas para los diferentes cultivos y rotaciones ya que se habían estudiado previamente (Perramon et al., 2016a). La concentración de P se determinó en los cultivos implantados durante los dos primeros años y el K en los cultivos implantados en el primer año (Tabla 5.4). La concentración de P se analizó mediante

lectura colorimétrica con espectroscopia ultravioleta (UV) y la concentración de K se analizó por espectroscopia de emisión atómica (AES).

Se realizaron balances de los macronutrientes, N, P y K. Estos balances se obtuvieron por la diferencia entre las entradas (cantidad de nutriente aplicado con la fertilización orgánica y mineral) y las salidas como cantidad de nutriente exportado en la parte aérea del cultivo, que se obtuvo a partir de las producciones (Fig. 5.2) y de las concentraciones de nutrientes (Tablas 2.7. y 5.4).

En el P y en el K no se disponía de la concentración de estos nutrientes en todos los años por lo que se realizaron unas extrapolaciones (Tabla 5.4). Para el cálculo de la extracción de P se utilizaron las concentraciones medias de P obtenidas en los distintos tratamientos para los cultivos analizados en los dos primeros años (avena, sorgo, raigrás y maíz). Para el cálculo de las extracciones de K, en la avena y el sorgo, se utilizaron las concentraciones medias de K obtenidas en los distintos tratamientos para los cultivos analizados en el primer año. En raigrás y en maíz no se dispusieron de la concentración de K de ningún año, y se aplicaron factores de corrección a los valores de concentraciones disponibles en tablas (Generalitat de Catalunya, 2014). Estos factores de corrección se obtuvieron a partir de las concentraciones de N disponibles en Perramon et al. (2006a) y con una aproximación a su relación con las concentraciones de K que algunos autores han señalado (Zhang et al., 2007). Los balances de N, P y K se realizaron para cada uno de los 12 cultivos implantados a lo largo de los 6 años de duración del experimento.

5.2.5. Análisis estadístico

Se realizaron diferentes análisis de la varianza (ANOVA), mediante el procedimiento GLM que se enmarca dentro de los métodos de mínimos cuadrados para el ajuste de modelos lineales. El análisis de la varianza para la producción y el balance de N, P y K consta de la variable rotación y de la variable tratamiento como efectos fijos, y de la repetición o bloque como efecto variable (Tablas 5.5 y 5.7). Para el balance de N mineralizado neto se aplicó el mismo análisis substituyendo la variable rotación por la variable año (Tabla 5.6). Para el contenido de materia orgánica y N total en el suelo, los micronutrientes Cu, Zn y Mn, los cationes Ca, Mg y Na y otras propiedades químicas al final del experimento de campo, se realizó un análisis de la varianza omitiendo la rotación o el año (Tabla 5.9). En los primeros análisis, la separación de medias se realizó de acuerdo con el test de Tukey-Kramer a un nivel de probabilidad de 0.05 (Tabla 5.8, Figs. 5.2 y 5.3). Cuando se omite la rotación o el año, la separación de medias se realizó de acuerdo con el test de Duncan a un nivel de probabilidad de 0.05 (Tabla 5.10, Fig. 5.4). En todos los casos se utilizó el paquete estadístico SAS v9.4 (SAS Institute, 2002-2012).

5.3. Resultados

5.3.1. Producciones

Las producciones de forraje alcanzaron su máximo en la tercera rotación (Tabla 5.5, Fig. 5.2). En los tratamientos con fertilización mineral exclusivamente (T2.1 y T2.2), las producciones de la tercera rotación se incrementaron respecto a las de la primera en un 38%, aunque también se incrementaron en un 17% en el control (T1). Los incrementos cuando se aplicó estiércol fueron del 54% en la dosis T3, del 71% en la dosis T4 y del 41% en la dosis más alta (T5) (Fig. 5.2).

En la primera rotación, para alcanzar la producción máxima, se necesitó un complemento mineral de 160 y 80 kg N ha⁻¹ año⁻¹ para las dosis de estiércol de 170 y 250 kg N ha⁻¹ año⁻¹ respectivamente. Mientras que en la tercera rotación las necesidades de complemento mineral se redujeron a 80 kg N ha⁻¹ año⁻¹ para la dosis de 170 kg N ha⁻¹ año⁻¹ en forma de estiércol, y no fue necesaria para la dosis de 250 kg N ha⁻¹ año⁻¹.

Tabla 5.4. Concentraciones de fósforo (P) y potasio (K) para cada año, cultivo y tratamiento evaluado.

Tratamiento ^a	Concentraciones de P y K de los cultivos (g kg ⁻¹)																							
	Rotación 1				Rotación 2				Rotación 3															
	Avena	Sorgo	Raigrás	Maíz	Avena	Sorgo	Raigrás	Maíz	Avena	Sorgo	Raigrás	Maíz												
P ^b	K ^b	P ^b	K ^b	P ^b	K ^b	P ^b	K ^b	P ^b	K ^b	P ^b	K ^b	P ^c	K ^c	P ^c	K ^c	P ^c	K ^c	P ^d	K ^d	P ^d	K ^d			
T1	1.6	11.8	2.2	20.5	1.4	11.3	2.2	8.8	1.7	12.2	1.9	18.0	1.8	11.2	2.3	9.0	1.7	12.2	1.9	18.0	1.8	16.2	2.3	10.2
T2.1	1.6	14.2	1.7	14.2	1.4	11.3	1.8	8.8	1.7	12.2	1.9	18.0	1.8	11.2	2.3	9.0	1.7	12.2	1.9	18.0	1.8	16.2	2.3	10.2
T2.2	1.8	12.2	1.9	18.4	2.3	11.3	1.9	8.8	1.7	12.2	1.9	18.0	1.8	11.2	2.3	9.0	1.7	12.2	1.9	18.0	1.8	16.2	2.3	10.2
T3	1.5	11.4	1.9	18.2	1.5	11.3	2.5	8.8	1.7	12.2	1.9	18.0	1.8	11.2	2.3	9.0	1.7	12.2	1.9	18.0	1.8	16.2	2.3	10.2
T3.1	1.5	11.4	1.6	18.9	1.9	11.3	2.3	8.8	1.7	12.2	1.9	18.0	1.8	11.2	2.3	9.0	1.7	12.2	1.9	18.0	1.8	16.2	2.3	10.2
T3.2	1.9	12.8	1.7	18.7	2.3	11.3	2.3	8.8	1.7	12.2	1.9	18.0	1.8	11.2	2.3	9.0	1.7	12.2	1.9	18.0	1.8	16.2	2.3	10.2
T4	2.1	11.4	1.8	17.9	1.5	11.3	2.8	8.8	1.7	12.2	1.9	18.0	1.8	11.2	2.3	9.0	1.7	12.2	1.9	18.0	1.8	16.2	2.3	10.2
T4.1	2.0	11.0	2.0	17.8	1.8	11.3	2.3	8.8	1.7	12.2	1.9	18.0	1.8	11.2	2.3	9.0	1.7	12.2	1.9	18.0	1.8	16.2	2.3	10.2
T4.2	1.7	13.4	2.3	16.5	2.1	11.3	2.2	8.8	1.7	12.2	1.9	18.0	1.8	11.2	2.3	9.0	1.7	12.2	1.9	18.0	1.8	16.2	2.3	10.2
T5	1.7	11.5	2.2	18.4	1.6	11.3	2.7	8.8	1.7	12.2	1.9	18.0	1.8	11.2	2.3	9.0	1.7	12.2	1.9	18.0	1.8	16.2	2.3	10.2

^a Los acrónimos de los tratamientos están descritos en la Tabla 5.2.^b Las concentraciones se obtienen a partir de análisis.^c Las concentraciones se asimilan a los valores obtenidos en los análisis de la primera rotación para cada cultivo.^d Las concentraciones se estiman a partir de la concentración de N analizada del cultivo y de la relación N/K de Generalitat de Catalunya (2014).

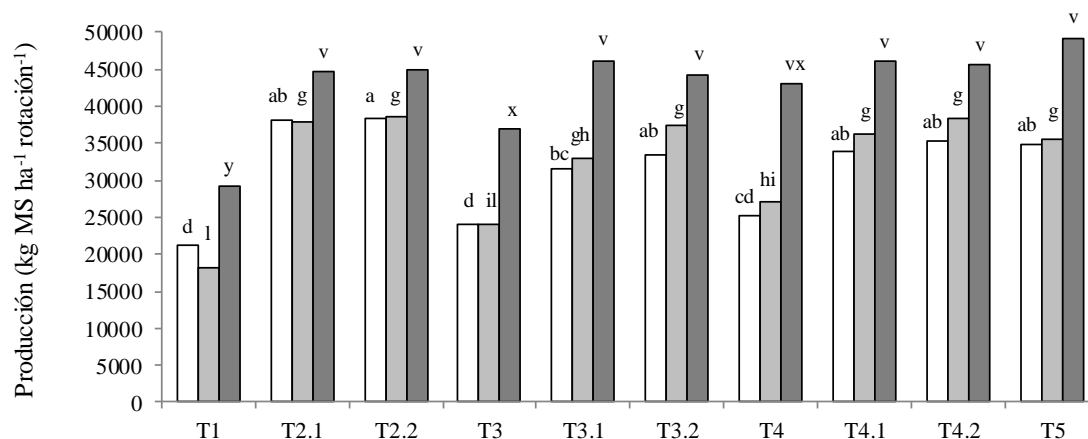


Figura 5.2. Producción (kg MS ha⁻¹ rotación⁻¹) para cada tratamiento evaluado en las 3 rotaciones. Las columnas blancas corresponden a la rotación 1 (años 1 y 2), las columnas gris claro corresponden a la rotación 2 (años 3 y 4) y las columnas gris oscuro corresponden a la rotación 3 (años 5 y 6). En cada rotación las medias de los tratamientos seguidas de una misma letra (rotación 1: a, b, c, d; rotación 2: g, h, i, l; rotación 3: v, x, y, z) indica que no existen diferencias significativas ($\alpha = 0.05$) con el test de separación de medias de Tukey-Kramer. Los acrónimos de los tratamientos están descritos en la Tabla 5.2. Las coberteras minerales del cultivo de verano del primer año no se aplicaron lo que incidió en el rendimiento productivo de los tratamientos en que se aplicaban estas coberteras minerales (T2.2, T3.1, T3.2, T4.1 y T4.2).

Tabla 5.5. Análisis de la varianza de la producción en relación a los diferentes tratamientos de fertilización. Los datos provienen de las 3 rotaciones (2007-2009, 2009-2011 y 2011-2013).

Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Media cuadrática	Valor F	Pr > F
Rotación	2	2408331637	1204165819	280.19	<0.0001
Repetición	2	13462410	6731205	1.57	0.2182
Rotación*Repetición	4	12175348	3043837	0.71	0.5898
Tratamiento	9	2976296852	330699650	76.95	<0.0001
Rotación*Tratamiento	18	259469190	14414955	3.35	0.0003
Error	54	232078060	4297742		
Total	89	5901813498			
Test cuando rotación*repetición es utilizado como término de error					
Rotación	2	2408331637	1204165819	395.61	<0.0001
Repetición	2	13462410	6731205	2.21	0.2255

5.3.2. Disponibilidad de nitrógeno mineralizado neto en el suelo

En la mineralización neta del N orgánico la interacción tratamiento*año resultó estadísticamente significativa (Tabla 5.6). La menor disponibilidad de N mineralizado en el suelo (0-90 cm) se obtuvo en el tercer año de experimentación con una media de los tratamientos T1, T3 y T4 de 60 kg N ha⁻¹ (Fig. 5.3) y sin diferencias significativas entre ellos. La disponibilidad más elevada se registró en el sexto año de la experimentación. Se alcanzaron valores de 224, 259 y 352 kg N ha⁻¹ para los tratamientos T1, T3 y T4, respectivamente, siendo además significativamente superior en T4. Asimismo, la mineralización neta fue mayor durante el cultivo de verano que en el de invierno, exceptuando en los tratamientos T1 y T3 del año 3 (Fig. 5.3).

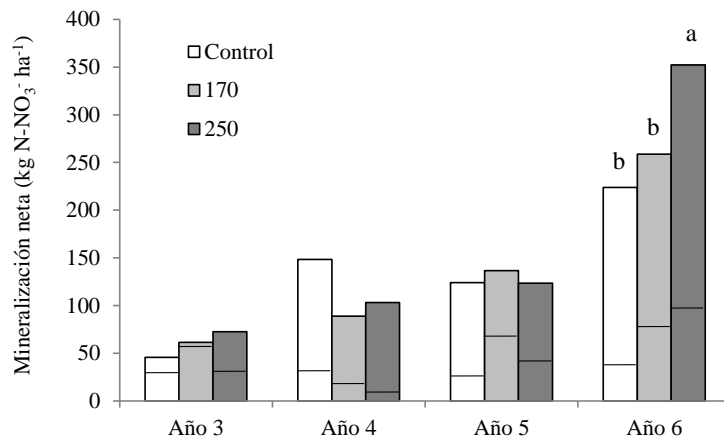


Figura 5.3. Disponibilidad de N mineral en el suelo (N-NO_3^-) proveniente de la mineralización neta de la materia orgánica del suelo del tercer al sexto año de experimentación y en los primeros 90 cm de profundidad del suelo. Se presenta la disponibilidad media en el tratamiento control (T1) y en las aplicaciones de $170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (T3) y $250 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en forma de estiércol (T4). La línea de separación dentro de cada columna indica el N mineral que ha estado disponible para el cultivo de invierno (parte de abajo) y para el cultivo de verano (parte de arriba). Las medias de las columnas con diferentes letras indican diferencias significativas ($\alpha = 0.05$) con el test de separación de medias de Tukey-Kramer.

Tabla 5.6. Análisis de la varianza del balance de N mineralizado neto en relación a los diferentes tratamientos de fertilización. Los datos provienen de 2 rotaciones (2009-2011 y 2011-2013).

Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Media cuadrática	Valor F	Pr > F
Año	3	236479	78826	97.93	<0.0001
Repetición	2	2697	1349	1.68	0.2184
Año*Repetición	6	13762	2294	2.85	0.0440
Tratamiento	2	5773	2886	3.59	0.0517
Año*Tratamiento	6	27823	4637	5.76	0.0023
Error	16	12879	805		
Total	35	299414			
Test cuando año*repetición es utilizado como término de error					
Año	3	236479	78826	34.37	0.0004
Repetición	2	2697	1349	0.59	0.5845

5.3.3. Balance simplificado de nutrientes N, P y K

En el balance simplificado de nutrientes realizado (aportaciones menos exportaciones), en la dosis elevada de estiércol (T5) se mostró un excedente significativamente más elevado de todos los nutrientes y en todas las rotaciones respecto al resto de tratamientos (Tabla 5.8) y en este sistema de manejo (T5) el N excedentario medio fue de $291 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. El N excedentario de todos los tratamientos por rotación (dos años) osciló entre 1 (rotación 3, T4) y 710 kg N ha^{-1} (rotación 1, T5). En esta misma dosis (T5), los balances positivos de P oscilaron entre 142 y $227 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ rotación}^{-1}$ y los de K entre 551 y $601 \text{ kg K ha}^{-1} \text{ rotación}^{-1}$.

En la tercera rotación (Tabla 5.8), con unas condiciones cercanas al equilibrio en cuanto al efecto residual de la aplicación continuada de estiércol, cuando se aplicó la dosis de $170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (T3, T3.1, T3.2) y de $250 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (T4, T4.1 y T4.2) se duplicó o triplicó, respectivamente, el balance

positivo del P respecto la fertilización mineral. Estos incrementos representan un balance positivo mínimo de 12 y un máximo de 25 kg P ha⁻¹ año⁻¹ (Tabla 5.8). Para el balance de K no se registraron diferencias significativas respecto la fertilización mineral, en parte por la variabilidad en los resultados para una misma aplicación de estiércol (entre tratamientos T3 y T4). En esta tercera rotación, cuando se aplicó la dosis media de estiércol de 250 kg N ha⁻¹ año⁻¹, se obtuvieron unos excedentes para toda la rotación de solo 1, 73, 50 kg ha⁻¹ por el N, P y K respectivamente, mientras en esta misma situación cuando se aplicó la dosis baja de estiércol de 170 kg N ha⁻¹ año⁻¹ se obtuvo un déficit de N (Tabla 5.8).

En la fertilización mineral, se generó un balance negativo de N en la tercera rotación cuando incrementaron las producciones. La dosis aportada de 130 kg P₂O₅ ha⁻¹ año⁻¹ cubrió las exportaciones de P en las distintas rotaciones. En el K, con la dosis aportada inicialmente de 260 kg K₂O ha⁻¹ año⁻¹ se generó un balance negativo en la primera rotación, pero al incrementar la aportación a 380 kg K₂O ha⁻¹ año⁻¹ a partir del tercer año se generó un balance positivo que fue inferior en la tercera rotación debido a la mayor producción (Fig. 5.2). Por el contrario, estas mismas dosis de P y K generaron balances más positivos en el tratamiento control (T1) debido a la menor producción de este tratamiento (Fig. 5.2).

Estas diferencias no se tradujeron en cambios significativos entre tratamientos en los contenidos de P y K en el suelo al final de la experimentación (Tabla 5.10), exceptuando en la dosis de estiércol más elevada (T5). No obstante, se observa una tendencia a incrementarse los contenidos de P al aumentar la dosis de estiércol. Si se comparan estos contenidos con los iniciales, de 19 mg P kg⁻¹ y de 76 mg K kg⁻¹ (Tabla 5.1), no se podría hablar de aumento significativo para el P (exceptuando en T5) y podría serlo para el K ya que el registro mínimo obtenido al cabo de seis años (T2.2) es de 96 mg K kg⁻¹ (Tabla 5.10), aunque cabe destacar que en el inicio de la experimentación los contenidos de este nutriente en el suelo eran bajos.

Tabla 5.7. Análisis de la varianza (media cuadrática) del balance simplificado de nutrientes (N, P y K) en relación a los diferentes tratamientos de fertilización. Los datos provienen de las 3 rotaciones (2007-2009, 2009-2011 y 2011-2013).

Fuente de variación	Grados de libertad	N	P	K
Rotación	2	546076***	10778***	60646***
Repetición	2	705	17	188
Rotación*Repetición	4	684	31	511
Tratamiento	9	397706***	19043***	233038***
Rotación*Tratamiento	18	5523***	1128***	12275***
Error	54	1234	26	900

* significativo a nivel de probabilidad 0.05

** significativo a nivel de probabilidad 0.01

*** significativo a nivel de probabilidad 0.001

Tabla 5.8. Balance simplificado de nutrientes (N, P y K) entre la aportación mediante la fertilización y la exportación de los cultivos.

Tratamiento ^b	Balance simplificado de nutrientes (kg ha ⁻¹) ^a											
	Rotación 1 (años 1 y 2)			Rotación 2 (años 3 y 4)			Rotación 3 (años 5 y 6)					
	N	P	K	N	P	K	N	P	K	N	P	K
T1	-157 e	72 b	154 bcd	-138 g	76 e	404 b	-296 g	53 cde	265 b			
T2.1	170 d	50 cde	-24 ef	188 de	38 f	163 d	-100 ef	22 f	67 cd			
T2.2	-50 e	38 de	-31 f	65 f	37 f	155 de	-134 f	22 f	65 cd			
T3	146 d	56 bc	184 bc	154 ef	113 b	271 c	-64 ef	66 bcd	132 c			
T3.1	185 d	44 cde	100 cd	188 de	97 bcd	168 d	-59 def	48 e	17 d			
T3.2	234 cd	34 e	73 de	270 cd	89 cde	116 def	51 cd	52 de	40 cd			
T4	300 bc	53 cd	202 b	279 cd	100 bc	164 d	1 cde	73 b	50 cd			
T4.1	317 bc	36 e	112 bcd	318 c	83 de	59 ef	68 c	68 bcd	5 d			
T4.2	360 b	33 e	97 cd	447 b	78 e	34 f	191 b	69 bc	18 d			
T5	710 a	142 a	601 a	687 a	222 a	551 a	350 a	227 a	553 a			

Las coberturas minerales del cultivo de verano del primer año no se aplicaron lo que incidió en el rendimiento productivo de los tratamientos en que se aplican estas coberturas minerales (T2.2, T3.1, T3.2, T4.1 y T4.2).

En algunos tratamientos también se aplicaron P y K con el abono complejo (0-14-14) y con sulfato de potasio (50% K₂O). Estos fueron aplicados a diferentes dosis para cubrir las extracciones que realiza el cultivo de estos nutrientes hasta la cantidad de 130 kg P₂O₅ ha⁻¹ año⁻¹ y 260 kg K₂O ha⁻¹ año⁻¹ en la primera rotación y 380 kg K₂O ha⁻¹ año⁻¹ en la segunda y tercera rotación.

^a Las medias de las columnas con diferentes letras indican diferencias significativas ($\alpha = 0.05$) en base al test de separación de medias de Tukey-Kramer.

^b Los acrónimos de los tratamientos están descritos en la Tabla 5.2.

5.3.4. Materia orgánica, cationes cambiabiles y micronutrientes (Cu, Zn, Mn) en el suelo al final de la experimentación

La aplicación de estiércol aumentó el contenido de materia orgánica del suelo (Tabla 5.9, Fig. 5.4) y de N orgánico en la profundidad de 0-30 cm (Tablas 5.9 y 5.10) al finalizar el experimento de campo (2013). La materia orgánica acumulada en el suelo después de 6 años de aplicación continuada de estiércol fue un 69% más elevada con la dosis alta de estiércol (T5) respecto al tratamiento control (T1), donde se mantuvo un contenido estable desde el inicio del establecimiento del experimento de campo en el año 2007 (Tabla 5.1). En el tratamiento con la dosis alta de estiércol (T5) el contenido de materia orgánica acumulada (27 g kg^{-1}) fue más elevada respecto a los otros tratamientos evaluados, lo que le transfiere un potencial de mineralización también más elevado.

El contenido de N orgánico del suelo siguió una tendencia similar al de la materia orgánica, en que la acumulación más destacable se obtuvo cuando se aplicó la dosis alta de estiércol (T5), con incrementos del 50, 24, 29 y 13% respecto al tratamiento control (T1), al conjunto de tratamientos minerales (T2.1 y T2.2), al conjunto de tratamientos con dosis baja de estiércol (T3, T3.1 y T3.2) y al conjunto de tratamientos con dosis media de estiércol (T4, T4.1 y T4.2) respectivamente (Tabla 5.10).

Respecto a los cationes cambiabiles, con los contenidos de Mg y Na obtenidos se observa esta misma tendencia a incrementarse con la dosis de estiércol, que resulta ser significativa con las dosis de estiércol T4 y T5 respecto a la fertilización mineral (0-30 cm). Los incrementos de Mg cuando se aplicaron estiércoles respecto cuando no se aplicaron fueron del 13, 45 y 90% por la dosis baja, media y alta de estiércol respectivamente. Mientras que en el Na los incrementos encontrados fueron del 50, 100 y 150% respectivamente (Tablas 5.9 y 5.10), aunque en el inicio de la experimentación los contenidos de estos nutrientes en el suelo eran bajos.

Finalmente, de los contenidos asimilables de los principales metales (Cu, Zn y Mn) en la capa más superficial del suelo (0-30 cm) a final del cultivo únicamente se mostraron incrementos significativos asociados a la aplicación de estiércol en el caso del Zn (Tablas 5.9 y 5.10) y en el mismo sentido que para el Mg y Na cambiabiles.

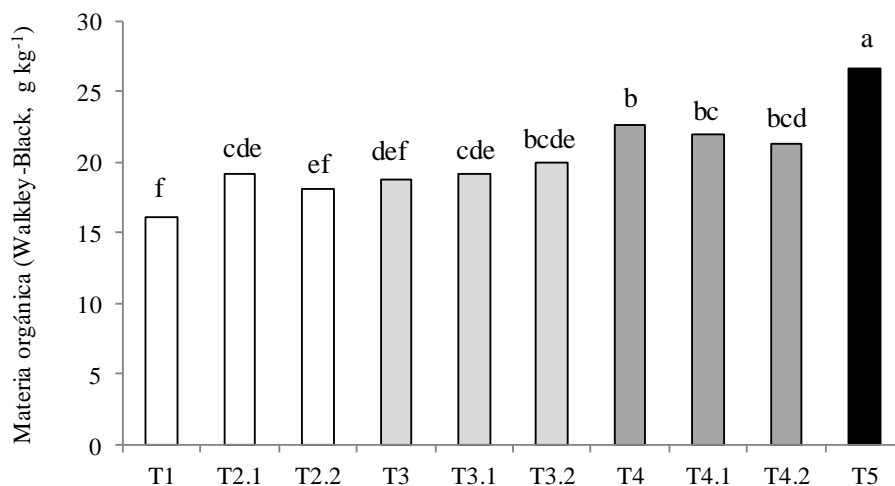


Figura 5.4. Contenido de materia orgánica en el suelo tras 6 años de aplicación continuada de los tratamientos de fertilización en la profundidad 0-30 cm (octubre de 2013). Los colores de las columnas indican diferentes cantidades de N aplicado $\text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ en forma de estiércol (blanco: 0; gris claro: 170; gris oscuro: 250 y negro: 500). Las medias de las columnas con diferentes letras indican diferencias significativas ($\alpha = 0.05$) con el test de separación de medias de Duncan. Los acrónimos de los tratamientos están descritos en la Tabla 5.2.

Tabla 5.9. Análisis de la varianza (media cuadrática) de la fertilidad química (contenido de nutrientes) y de la materia orgánica del suelo tras 6 años de aplicación continuada de los tratamientos de fertilización en la profundidad 0-30 cm. Los datos provienen de las 3 rotaciones (2007-2009, 2009-2011 y 2011-2013).

Fuente de variación	Grados de libertad	Materia orgánica (Walkley-Black, g kg ⁻¹)	N total (Kjeldahl, g kg ⁻¹)	P (Olsen, mg kg ⁻¹)	K (NH ₄ AcO 1N, mg kg ⁻¹)	Ca-cambio (cmol _c kg ⁻¹)	Mg-cambio (cmol _c kg ⁻¹)	Na-cambio (cmol _c kg ⁻¹)	Cu (DTPA, mg kg ⁻¹)	Zn (DTPA, mg kg ⁻¹)	Mn (DTPA, mg kg ⁻¹)
Tratamiento	9	0.255	0.000721	879.5	6276	1.50	0.132	0.001313	0.017	1.477	1.39
Repetición	2	0.002	0.000011	2.3	381	1.41	0.022	0.000011	0.109	0.012	1.47
Error	17	0.024	0.000219	66.8	752	1.86	0.015	0.000273	0.025	0.081	1.67

Tabla 5.10. Fertilidad química en el suelo tras 6 años de aplicación continuada de los tratamientos de fertilización en la profundidad 0-30 cm (muestreo de octubre de 2013).

Tratamiento ^b	pH	Conductividad eléctrica (1:5, dS m ⁻¹ , 25 °C)	CIC (cmol _c kg ⁻¹)	N total (Kjeldahl, g kg ⁻¹)	Contenido de nutrientes en el suelo (0-30 cm) ^a							
					P (Olsen, mg kg ⁻¹)	K (NH ₄ AcO 1N, mg kg ⁻¹)	Ca-cambio (cmol _c kg ⁻¹)	Mg-cambio (cmol _c kg ⁻¹)	Na-cambio (cmol _c kg ⁻¹)	Cu (DTPA, mg kg ⁻¹)	Zn (DTPA, mg kg ⁻¹)	Mn (DTPA, mg kg ⁻¹)
T1	8.0	0.14	10.6	1.23	25	137	9.6	0.73	0.04	1.12	1.9	7.9
T2.1	7.8	0.16	10.9	1.47	21	110	10.0	0.76	0.04	1.32	1.9	9.2
T2.2	7.9	0.16	10.5	1.43	19	96	9.7	0.63	0.04	1.19	1.8	8.1
T3	8.0	0.14	8.8	1.35	29	136	7.8	0.79	0.05	1.20	2.2	7.9
T3.1	8.0	0.15	9.7	1.46	34	128	8.6	0.84	0.06	1.13	2.5	6.8
T3.2	8.0	0.15	10.4	1.45	28	118	9.4	0.78	0.06	1.14	2.4	8.1
T4	8.0	0.16	11.3	1.57	36	152	9.9	1.06	0.08	1.24	3.1	6.9
T4.1	8.0	0.15	11.0	1.58	39	128	9.8	1.02	0.08	1.27	3.0	8.0
T4.2	7.9	0.16	11.4	1.58	34	137	10.1	1.01	0.08	1.34	2.8	8.5
T5	7.9	0.18	11.6	1.81	80	263	9.8	1.35	0.10	1.29	4.1	7.7
Significación ^c	ns	ns	ns	0.0166	< 0.0001	0.0001	ns	< 0.0001	0.0027	ns	< 0.0001	ns

^a Las medias de las columnas con diferentes letras indican diferencias significativas ($\alpha = 0.05$) en base al test de separación de medias de Duncan.

^b Los acrónimos de los tratamientos están descritos en la Tabla 5.2.

^c ns: no significativo ($p > 0.05$).

5.4. Discusión

5.4.1. Producciones

En sistemas agrícolas sin el aporte de agua mediante riego es habitual la obtención de oscilaciones importantes de producción en función de las condiciones climáticas. Esta elevada oscilación productiva se obtiene incluso en sistemas de regadío y bajo condiciones climáticas similares a las del experimento (Trindade et al., 2008). Los cultivos implantados en la tercera rotación, en especial el raigrás y el maíz del sexto año de experimentación tuvieron unas condiciones climáticas óptimas (Fig. 5.1) con elevadas precipitaciones bien distribuidas en el tiempo, sin que se produjeran periodos de estrés hídrico significativos en los momentos críticos de los cultivos (Di Paolo y Rinaldi, 2008; Thompson, 1986) que pudieran afectar a la producción final, como en la nacencia o en la floración.

Además de las condiciones climáticas, otros aspectos que incidieron en la oscilación productiva entre años fueron, por un lado, las condiciones de preparación del suelo para la siembra. Los sistemas de doble cultivo anual requieren una preparación del suelo para la siembra rápida entre cultivos debido a la escasez de tiempo disponible. Y por otro lado, también influyó en la oscilación productiva el efecto residual de la aplicación continuada de estiércol. Este efecto conlleva que se incremente la disponibilidad de N en el suelo procedente de los materiales orgánicos aplicados de manera continuada con el paso de los años (Schröder et al., 2007; Muñoz et al., 2008). En el experimento de campo, este incremento se mostró claramente debido a que no se habían aplicado materiales orgánicos en los años previos a su inicio que pudieran enmascarar los resultados. Además, en sorgo, una causa añadida a esta oscilación productiva fue que en el primer año no se pudo aplicar la cobertera de N mineral prevista, lo que incidió en la producción de los tratamientos que contaban con dicha aplicación (T2.2, T3.1, T3.2, T4.1 y T4.2).

Finalmente, cabe destacar el efecto positivo de la incorporación de materia orgánica de manera continuada mediante el estiércol (Tabla 5.3) por lo que la interacción rotación*tratamiento resultó estadísticamente significativa (Tabla 5.5). Los tratamientos con aplicación de estiércol tuvieron un mejor comportamiento productivo a medida que pasaban los años, de manera que se redujeron las necesidades de complemento en N mineral para alcanzar producciones máximas (Fig. 5.2).

5.4.2. Disponibilidad de nitrógeno mineralizado neto en el suelo

En clima mediterráneo, la variabilidad de las producciones entre años va también acompañada de la variabilidad de la mineralización (Salmerón et al., 2010; Daudén y Quílez, 2004) debida principalmente a las variaciones en la humedad y en la temperatura del suelo (Trindade et al., 2001).

En este experimento de campo, la influencia climática es aún mayor debido a que no se aporta agua con el riego. Las condiciones climáticas del sexto año de experimentación (2013) favorecieron el proceso de mineralización de la materia orgánica por la elevada precipitación registrada entre los meses de marzo y agosto (Fig. 5.1), y por su buena distribución temporal en ese periodo. Ello provocó, igual como ya sucedió en los años cuarto y quinto, que la mineralización durante la implantación del cultivo de verano (4 meses) fuese superior a la del cultivo de invierno (ocho meses), a pesar de su ciclo más corto (Fig. 5.3).

La mineralización neta en el control durante el establecimiento de los cultivos de invierno (Fig. 5.3), entre 30-45 kg N ha⁻¹, es bastante estable aunque por debajo de los 67 kg N ha⁻¹ en trigo de regadío y en el tratamiento control de Sánchez et al. (1998). Para el cultivo de verano, en condiciones de humedad favorables, esta mineralización puede incrementarse hasta 178 kg N ha⁻¹ (sexto año), valor que superaría los 56 y 73 kg N ha⁻¹ de Díez et al. (2006) en el tratamiento control y durante el periodo de cultivo del maíz. Estas condiciones favorables se aproximarían más a las de Sánchez et al. (1998) que obtuvo valores de mineralización de la materia orgánica en el cultivo de maíz entre 168 kg N ha⁻¹ (maximizando la eficiencia de riego) y 206 kg N ha⁻¹ (riego convencional), por lo que con una mayor humedad del suelo, propiciada por un riego menos eficiente, obtuvieron una mayor mineralización. La

elevada mineralización en el control (tras seis años de no aplicación de fertilizantes nitrogenados) también concordaría con los resultados de Salmerón et al. (2010). Los valores obtenidos por Heuman et al. (2013) en una rotación de cultivos y en un clima más frío, entre los meses de enero y de octubre en el tratamiento control, se encontraron en el rango inferior (69 y 114 kg N ha^{-1}) de los resultados obtenidos en el campo experimental objeto de estudio.

Cuando se aplican estiércoles, la mineralización anual puede incrementar desde poco más de 60 kg N ha^{-1} hasta 259 o 352 kg N ha^{-1} por los tratamientos T3 y T4. Es evidente que las aplicaciones continuadas de materiales orgánicos incrementan la mineralización de la materia orgánica a medio o a largo plazo (Ma et al., 1999). Además, las fluctuaciones en la mineralización no resultan extrañas en climas mediterráneos. Así, Daudén y Quílez (2004) en monocultivo de maíz obtuvieron tasas de mineralización de la materia orgánica del suelo (15 g kg^{-1}) de entre 29 y 176 kg N ha^{-1} durante el período de cultivo cuando se aplicó un tratamiento con fertilización mineral. Por otro lado, Trindade et al. (2001) en suelos con elevados contenidos en materia orgánica (28.0 - 49.9 g kg^{-1}) y con aplicación de purines obtuvieron una mineralización anual de entre 122 y 224 kg N ha^{-1} en tan solo los primeros 10 cm de suelo.

La aplicación de estiércol aporta materia orgánica en el suelo. Además, en este experimento incluso han aumentado significativamente los contenidos, por lo que se ha incrementado de esta forma el potencial de mineralización a medio-largo plazo (Monaco et al., 2008), aunque también es habitual que su aplicación provoque periodos de inmovilización (Monaco et al., 2010), particularmente en el período invernal (Webb et al., 2000). Este proceso ayuda a explicar esta mayor disponibilidad de N mineral en cultivos de verano.

Este incremento de N mineral disponible en el suelo puede traducirse en una mayor cantidad de N lixiviado si se produce en períodos con precipitaciones importantes. Ello ratifica la sostenibilidad del doble cultivo en este sistema agrario para controlar el potencial impacto de la lixiviación de N a las aguas subterráneas, que se produce sobre todo en los momentos en los que no hay ningún cultivo implantado que extraiga ese N mineral disponible en el suelo (Sørensen, 2004). Este aspecto concuerda con los resultados encontrados en el campo experimental objeto de estudio, en que los lixiviados de N se concentran en el período otoñal cuando coinciden contenidos elevados de N mineral en el suelo, con precipitaciones abundantes y con la implantación del cultivo de invierno, el que en sus primeros estadios de desarrollo realiza extracciones bajas de agua y N (Capítulo 3).

5.4.3. Balance simplificado de nutrientes N, P y K

Los resultados de los balances simplificados obtenidos en el campo experimental (Tabla 5.8) están en consonancia con los que encontraron otros autores en sistemas de cultivo muy similares (doble cultivo anual con raigrás y maíz) y en unas condiciones climáticas también comparables. Tomasoni et al. (2011), Demurtas et al. (2016) y Trindade et al. (2008), con aportaciones de estiércol de 436 o $530 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ o de $536 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ con purín (dosis similares al tratamiento T5), obtuvieron un excedente medio de 163 , 314 y $175 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, respectivamente. E igualmente se coincide a dosis más bajas. Así, Grignani et al. (2007) llegó al equilibrio aplicación-extracción incorporando $140 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en forma de estiércol complementado con 100 kg ha^{-1} en forma de urea, que es un tratamiento similar al T3.1 del campo experimental objeto de estudio, en el que se generó un déficit de $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en la tercera rotación. Y cuando aplicaron $277 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en forma de estiércol complementado con 100 kg N ha^{-1} en forma de urea, que es un tratamiento similar al T4.1, obtuvieron un excedente medio de aproximadamente $100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, mientras que en el campo experimental se obtuvo un excedente de $34 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en la tercera rotación. Para estos mismos autores el déficit en el control fue de $124 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ próximo a la media de déficit anual de $99 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ registrada en T1.

Tomasoni et al. (2011), para la dosis próxima a T5 en la rotación forrajera con raigrás y maíz también coincide con el superávit medio anual de $103 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ como el obtenido en las dos últimas rotaciones de $112 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Tabla 5.8). Los superávits obtenidos en el balance se traducen en

una acumulación de P en el suelo (Tabla 5.10), debido principalmente a que la relación N/P_2O_5 de los estiércoles es inferior a 2, mientras que la relación N/P_2O_5 de extracción de nutrientes por parte de los cultivos es superior a 2,5 (Schröder, 2005). En los estiércoles aplicados en el campo experimental la relación N/P_2O_5 fue de 1.7 (media de 12 estiércoles aplicados en 6 años), mientras que la relación de las extracciones de los cultivos (determinado en los 4 cultivos de los 2 primeros años) fue de 2.0, valor inferior al apuntado por Schröder (2005) debido principalmente a que dicha relación se reduce si se aprovecha toda la planta por forraje respecto a si se aprovecha únicamente el grano.

Esta situación de excedente de P que se acumula en el suelo también se ha visto reflejada en otros experimentos con aplicación de materiales orgánicos, con un contenido acumulado en el suelo de 92.7 mg P kg⁻¹ encontrados por Nyiraneza et al. (2009) después de aplicar 20 Mg de estiércol ha⁻¹ año⁻¹ de manera continuada en una rotación de cultivos establecida en el Canadá, o con un contenido medio de 78,2 mg P kg⁻¹ encontrados por Moore et al. (2014) en muestreos a 39 parcelas de maíz forrajero a Idaho (Estados Unidos), en que 34 de estas parcelas tenían un historial de aplicaciones de estiércol. Leytem et al. (2011) en un suelo de pH 7.5-7.9 demostraron que cuando se producía una acumulación de P en el suelo ésta seguía una función lineal a medida que se incrementaba la dosis de estiércol aplicada de manera continuada en maíz por forraje, y que la pendiente de esta función lineal era más pronunciada si el contenido de P ya era inicialmente elevado. La acumulación en el tratamiento T5 (80 mg P kg⁻¹) del campo experimental supone una amenaza ambiental, por el riesgo de pérdida de este nutriente y por la posterior eutrofización de las aguas que puede provocar (Sims et al., 1998).

En la tercera rotación los incrementos productivos redujeron el superávit de K a la mitad en la mayoría de tratamientos y casi a la décima parte en otros (hasta 8.5 y 2.5 kg K ha⁻¹ año⁻¹ en T3.1 y T4.1, respectivamente), lo que provocó que los resultados fueron diferentes a los encontrados en otros experimentos como el excedente de 164 kg K ha⁻¹ año⁻¹ encontrado por Tomasoni et al. (2011). No se produjo déficit porque el incremento de las extracciones se compensó por una mayor aportación de K asociado a una mayor concentración media de K en los estiércoles aplicados en esos 2 últimos años (Tabla 5.3).

5.4.4. Materia orgánica, cationes cambiables y micronutrientes (Cu, Zn, Mn) en el suelo al final de la experimentación

Diferentes estudios con sistemas productivos y manejos similares a los del experimento objeto de estudio muestran que las aplicaciones continuadas de estiércol comportan incrementos asociados de la materia orgánica del suelo, como los que han llevado a cabo autores como Monaco et al. (2008), Tomasoni et al. (2011) y Grignani et al. (2007). Los resultados obtenidos en el campo experimental evaluado mostraron que los contenidos de materia orgánica del suelo cuando se aplicaron estiércoles a dosis bajas aumentaron un 38 y un 21% respecto al tratamiento control (T1) con las dosis de 250 y 170 kg N ha⁻¹ año⁻¹ en forma de estiércol, y el aumento con estas mismas dosis de estiércol fue del 19 y del 4% respectivamente con relación al conjunto de tratamientos minerales (T2.1 y T2.2).

Respecto al incremento de los cationes, Nyiraneza et al. (2009), con unos contenidos finales de Ca y Mg similares a los obtenidos en el campo experimental objeto de estudio, obtuvieron incrementos del 35 y 99% por el Ca y el Mg respectivamente provocados por la aplicación de estiércol, unos incrementos superiores a los obtenidos en el campo experimental (Tabla 5.10) debido en parte a la diferencia de pH del suelo, que en el caso del estudio realizado por los autores descritos abarca entre 6.2-6.5 con un complejo de cambio no saturado, y en el campo experimental objeto de estudio se encuentra entre 7.8-8.0.

De la misma manera, los contenidos de Cu, Zn y Mn disponibles se localizan en la banda baja del rango de valores obtenidos por Moore et al. (2014) en muestreos en parcelas con un historial de aplicaciones de materiales orgánicos, aunque son similares a los de Nyiraneza et al. (2009) cuando aplicaron estiércol en una rotación de cultivos en que se incluía trigo y maíz.

No obstante, estas variaciones en micronutrientes requerirían de un estudio a más largo plazo ya que Benke et al. (2008) en un suelo de pH 6.9-7.4 (horizonte superficial), con aplicación continuada de estiércol durante 25 años mostró que se producían incrementos de Zn y Cu destacables, con impactos ambientales negativos asociados.

5.5. Conclusiones

La mayor mineralización neta de N (que puede ser superior a $200 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ cuando no se aplica N) se concentra en el cultivo de verano. En clima mediterráneo húmedo, el sistema de doble cultivo anual representa una medida agronómica esencial para aprovechar el N mineralizado con las extracciones que realizan los dos cultivos implantados y de esta forma prevenir la pérdida de nitratos hacia las aguas subterráneas. La variabilidad interanual de la mineralización en función de las condiciones climáticas dificulta la planificación de la fertilización.

La aplicación continuada de estiércol durante un periodo de seis años, incrementa significativamente el contenido de materia orgánica del suelo a partir de un equivalente de $250 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Esta dosis también causa un aumento significativo de los contenidos de Zn disponible y tiende a incrementar el Mg y Na cambiables, aunque dentro de rangos aceptables y en un contexto de contenidos bajos al inicio del experimento.

La aplicación continuada de estiércol durante 6 años incrementa los contenidos de N, P y K en el suelo, aunque con la dosis de $250 \text{ N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y en situación de equilibrio del efecto residual se minimizan los desequilibrios entre la cantidad de nutrientes aplicados (N, P y K) y las exportaciones que realiza el cultivo. Si se duplica la dosis de estiércol aplicada ($500 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) se produce un superávit de nutrientes con un riesgo de pérdida y de impacto negativo en el medio natural, especialmente en el caso del P, que son insostenibles desde un punto de vista ambiental.

La dosis de equivalente a $250 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en forma de estiércol con un equilibrio N-P-K medio de 4-1-4 permite maximizar las producciones, una mayor recirculación de nutrientes en el sistema agrario estudiado y un ahorro económico respecto a la dosis de $170 \text{ N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. No obstante, sería interesante evaluar a largo plazo y en una situación de equilibrio del efecto residual sostenida, si la tendencia al incremento de P en el suelo puede llegar a ser limitante para la adopción de esta dosis como óptima si no se incorporan medidas complementarias de reducción de los contenidos de P en los estiércoles.

Agradecimientos

Esta recerca fue financiada por diferentes instituciones que participan en la mejora de las prácticas de la fertilización en la Garrotxa (NE de España). Estas instituciones son el Parque Natural de la Zona Volcánica de la Garrotxa, el Consorci SIGMA, la Fundación IRTA-Mas Badia y el Departamento de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación (Generalitat de Catalunya, Cataluña, España).

Referencias

- Addiscot, T.M., 2000. Tillage, mineralization and leaching. *Soil and Tillage Research*, 53, 163-165.
- Addiscot, T.M., Thomas, D., 2000. Tillage, mineralization and leaching: phosphate. *Soil and Tillage Research*, 53, 255-273.

Benke, M.B., Indraratne, S.P., Hao, X., Chang, C., Goh, T.B., 2008. Trace element changes in soil after long-term cattle manure applications. *Journal of Environmental Quality*, 37, 798-807.

Bertora, C., Zavattaro, L., Sacco, D., Monaco, S., Grignani, C., 2009. Soil organic matter dynamics and losses in manured maize-based forage systems. *European Journal of Agronomy*, 30, 177-186.

Bhogal, A., Nicholson, F.A., Chambers, B.J., 2009. Organic carbon additions: effects on soil bio-physical and physico-chemical properties. *European Journal of Soil Science*, 60, 276-286.

Cusick, P.R., Kelling, K.A., Powell, J.M., Muñoz, G.R., 2006. Estimates of residual dairy manure nitrogen availability using various techniques. *Journal of Environmental Quality*, 35, 2170-2177.

Daudén, A., Quílez, D., 2004. Pig slurry versus mineral fertilization on corn yield and nitrate leaching in a Mediterranean irrigated environment. *European Journal of Agronomy*, 21, 7-19.

Demurtas, C.E., Seddaiu, G., Ledda, L., Cappai, C., Doro, L., Carletti, A., Roggero, P.P., 2016. Replacing organic with mineral N fertilization does not reduce nitrate leaching in double crop forage systems under Mediterranean conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 219, 83-92.

Di Paolo, E., Rinaldi, M., 2008. Yield response of corn to irrigation and nitrogen fertilization in a Mediterranean environment. *Field Crops Research*, 105, 202-210.

Diacono, M., Montemurro, F., 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30, 401-422.

Díez, J.D., Tarquis, A., Cartagena, M.C., Vallejo, A., 2006. Optimization of N application for a maize crop grown in a shallow, irrigated soil. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 4, 373-380.

Domingo Olivé, F., Serra Gironella, J., Teixidor Albert, N., 2006. Fertilización con productos orgánicos de origen ganadero en sistemas de cultivo de maíz en regadío en Girona (Cataluña): producción y balance de nitrógeno. En: Quemada M. (ed) Balance de nitrógeno en sistemas de cultivo de cereal de invierno y de maíz en varias regiones españolas. Monografías INIA-Serie Agrícola 22, INIA, Madrid, Spain, 2006, pp. 91-106.

Edmeades, D.C., 2003. The long-term effects of manures and fertilisers on soil productivity and quality: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 66, 165-180.

Generalitat de Catalunya, 1998. Decret 283/1998, de 21 d'octubre, de designació de les zones vulnerables en relació amb la contaminació de nitrats procedents de fonts agràries. DOGC 2760, 13677-13680.

Generalitat de Catalunya, 2004. Decret 476/2004 de 28 de desembre, pel qual es designen noves zones vulnerables en relació amb la contaminació de nitrats procedents de fonts agràries. DOGC 4292, 27067-27070.

Generalitat de Catalunya, 2009. Acord GOV/128/2009, de 28 de juliol, de revisió i designació de noves zones vulnerables en relació amb la contaminació per nitrats procedents de fonts agràries. DOGC 5435, 61692-61695.

Generalitat de Catalunya, 2014. Taula d'extraccions de nutrients d'alguns cultius. Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca i Alimentació. Generalitat de Catalunya. Disponible en: <https://www.ruralcat.net/web/guest/oficina-de-fertilitzacio/taules-i-dades> (consultado 10.02.17).

Generalitat de Catalunya, 2015. Acord GOV/13/2015, de 3 de febrer, pel qual es revisen i s'amplien les zones vulnerables a la contaminació per nitrats procedents de fonts agràries. DOGC 6804.

Grignani, C., Zavattaro, L., Sacco, D., Monaco, S., 2007. Production, nitrogen and carbon balance of maize-based forage systems. *European Journal of Agronomy*, 26, 442-453.

- Heumann, S., Fier, A., Haßdenteufel, M., Höper, H., Schäfer, W., Eiler, T., Böttcher, J., 2013. Minimizing nitrate leaching while maintaining crop yields: insights by simulating net N mineralization. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 95, 395-408.
- Johnston, A.E., Poulton, P.R., 2005. Soil organic matter: its importance in sustainable agricultural systems. Proceedings 565. The International Fertiliser Society. York, United Kingdom.
- King, K.W., Williams, M.R., Macrae, M.L., Fausey, N.R., Frankenberger, J., Smith, D.R., Kleinman, P.J.A., Brown, L.C., 2015. Phosphorus transport in agricultural subsurface drainage: A review. *Journal of Environmental Quality*, 44, 467-485.
- Klausner, S.D., Kanneganti, V.R., Bouldin, D.R., 1994. An approach for estimating a decay series for organic nitrogen in animal manure. *Agronomy Journal*, 86, 897-903.
- Leytem, A.B., Dungan, R.S., Moore, A., 2011. Nutrient availability to corn from dairy manures and fertilizer in a calcareous soil. *Soil Science*, 176, 426-434.
- Ma, B.L., Dwyer, L.M., Gregorich, E.G., 1999. Soil nitrogen amendment effects on seasonal nitrogen mineralization and nitrogen cycling in maize production. *Agronomy Journal*, 91, 1003-1009.
- Martí, E., Sierra, J., Mari, M., Ortiz, C., Roig, N., Nadal, M., Schuhmacher, M., Domingo, J.L., 2015. Long-term amendment of soils with compost and pig manure: effects on soil function, production and health risk assessment. En: III International Symposium on Organic Matter Management and Compost Use in Horticulture 1146, pp. 199-212.
- Meisinger, J.J., Randall, G.W., 1991. Estimating nitrogen budgets for soil-crop systems. En: Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability. Soil Science Society of America, Madison, pp 85-124.
- Monaco, S., Hatch, D.J., Sacco, D., Bertora, C., Grignani, C., 2008. Changes in chemical and biochemical soil properties induced by 11-yr repeated additions of different organic materials in maize-based forage systems. *Soil Biology and Biochemistry*, 40, 608-615.
- Monaco, S., Sacco, D., Borda, T., Grignani, C., 2010. Field measurement of net nitrogen mineralization of manured soil cropped to maize. *Biology and Fertility of Soils*, 46, 179-184.
- Moore, A., Hines, S., Brown, B., Falen, C., de Haro Marti, M., Chahine, M., Norell, R., Ippolito, J., Parkinson, S., Satterwhite, M., 2014. Soil-Plant Nutrient Interactions on Manure-Enriched Calcareous Soils. *Agronomy Journal*, 106, 73-80.
- Muñoz, G.R., Kelling, K.A., Rylant, K.E., Zhu, J., 2008. Field evaluation of nitrogen availability from fresh and composted manure. *Journal of Environmental Quality*, 37, 944-955.
- Nyiraneza, J., Chantigny, M.H., N'Dayegamiye, A., Laverdière, M.R., 2009. Dairy cattle manure improves soil productivity in low residue rotation systems. *Agronomy Journal*, 101, 207-214.
- Perramon, B., Calm, E., Pijuan, J., Bassols, E., Falgarona, L., Palou, O., Puiguriquer, M., Zapata, J., Mazón, J., 2011. Agricultura y ganadería del Parque Natural de la Zona Volcánica de la Garrotxa. Olot, Catalunya, España. Parque Natural de la Zona Volcánica de la Garrotxa, Generalitat de Catalunya. Disponible en: <http://www.gencat.cat/parcs/garrotxa> (consultado 24.06.15).
- Perramon, B., Bosch-Serra, A.D., Domingo, F., Boixadera, J., 2016a. Organic and mineral fertilization management improvements to a double-annual cropping system under humid Mediterranean conditions. *European Journal of Agronomy*, 76, 28-40.

Perramon, B., Bosch-Serra, A.D., Domingo-Olivé, F., Boixadera, J., 2016b. The efficiency of nitrogen in cattle manures when applied to a double-annual forage cropping system. *Grass and Forage Science*, doi:10.1111/gfs.12269.

Pratt, P., Broadbent, F., Martin, J., 1973. Using organic wastes as nitrogen fertilizers. *California Agriculture*, 27, 10-13.

Rasool, R., Kukal, S.S., Hira, G.S., 2008. Soil organic carbon and physical properties as affected by long-term application of FYM and inorganic fertilizers in maize-wheat system. *Soil and Tillage Research*, 101, 31-36.

Salmerón, M., Caveró, J., Quílez, D., Isla, R., 2010. Winter cover crops affect monoculture maize yield and nitrogen leaching under irrigated Mediterranean conditions. *Agronomy Journal*, 102, 1700-1709.

Sánchez, L., Díez, J.A., Vallejo, A., Cartagena, M.C., Polo, A., 1998. Estimate of mineralized organic nitrogen in soil using nitrogen balances and determining available nitrogen by the electro-ultrafiltration technique. Application to Mediterranean climate soils. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 46, 2036-2043.

SAS Institute, 2002-2012. SAS/STAT. Software v 9.4. SAS Institute Inc., Cary, NC, USA.

Schröder, J.J., 2005. Manure as a suitable component of precise nitrogen nutrition. Proceedings 574. The International Fertiliser Society. York, United Kingdom.

Schröder, J.J., Uenk, D., Hilhorst, G.J., 2007. Long-term nitrogen fertilizer replacement value of cattle manures applied to cut grassland. *Plant and Soil*, 299, 83-99.

Sims, J.T., Simard, R.R., Joern, B.C., 1998. Phosphorus loss in agricultural drainage: Historical perspective and current research. *Journal of Environmental Quality*, 27, 277-294.

Soil Survey Staff, 2014. Keys to soil taxonomy (12th ed.). USDA-Natural Resources Conservation Service, United States Government Printing Office, Washington, DC.

Sørensen, P. 2004. Immobilisation, remineralisation and residual effects in subsequent crops of dairy cattle slurry nitrogen compared to mineral fertiliser nitrogen. *Plant Soil*, 267, 85-296.

Thompson, L.M., 1986. Climatic change, weather variability, and corn production. *Agronomy Journal*, 78, 649-653.

Tomasoni, C., Borrelli, L., Ceotto, E., 2011. Effect of integrated forage rotation and manure management on yield, nutrient balance and soil organic matter. *Italian Journal of Agronomy*, 6, 10.

Trindade, H., Coutinho, J., Jarvis, S., Moreira, N., 2001. Nitrogen mineralization in sandy loam soils under an intensive double-cropping forage system with dairy-cattle slurry applications. *European Journal of Agronomy*, 15, 281-293.

Trindade, H., Coutinho, J., Jarvis, S., Moreira, N., 2008. Effects of different rates and timing of application of nitrogen as slurry and mineral fertilizer on yield of herbage and nitrate-leaching potential of a maize/Italian ryegrass cropping system in north-west Portugal. *Grass and Forage Science*, 64, 2-11.

Webb, J., Harrison, R., Ellis, S., 2000. Nitrogen fluxes in three arable soils in the UK. *European Journal of Agronomy*, 13, 207-223.

Zhang, K., Greenwood, D.J., White, P.J., Burns, I.G., 2007. A dynamic model for the combined effects of N, P and K fertilizers on yield and mineral composition; description and experimental test. *Plant and Soil*, 298, 81-98.

Capítol 6: Discussió i conclusions generals

6.1. Discussió

6.1.1. Produccions

L'estratègia de fertilització aplicada ha incidit sobre les produccions dels cultius d'hivern implantats, civada (*Avena sativa* L.) i raigràs (*Lolium multiflorum* L.), i dels d'estiu, sorgo (*Sorghum bicolor* L.) i blat de moro (*Zea mays* L.), amb un increment de la producció quan s'han aplicat fems. Aquest increment associat a la fertilització orgànica també l'han descrit altres investigadors en sistemes productius farratgers (Tomasoni et al., 2011; Trindade et al., 2008; Grignani et al., 2007). Les produccions anuals de farratge descrites per aquests autors han estat del mateix ordre que les que s'han obtingut en aquest estudi (18.2-49.1 Mg matèria seca ha⁻¹ rotació⁻¹), tot i que en la recerca esmentada el sistema productiu era en regadiu mentre que en el camp experimental avaluat en aquest estudi l'entrada d'aigua era únicament per pluja. Comparant amb sistemes productius similars de zones properes en què tampoc es rega (Ovejero et al., 2016), les produccions obtingudes en el camp experimental que s'avalua en aquest treball han estat més elevades.

La utilització continuada de fems també ha provocat un increment de les produccions a mesura que avançava l'experimentació, que ha estat relativament més marcat en les dosis més baixes d'aplicació de fems (170 i 250 kg N ha⁻¹ any⁻¹). És a dir, s'ha mostrat l'efecte residual dels fems aplicats en els anys de durada del camp experimental, ja que en els anys anteriors a l'inici de l'experimentació no s'havia aplicat cap tipus de material orgànic. Aquest és un aspecte essencial per poder obtenir uns resultats que permetin avaluar el patró de comportament vinculat a aquest efecte residual (Schröder et al., 2007).

Així, en la primera rotació (anys 1 i 2) la incidència dels fems aplicats sobre les produccions dels cultius ha estat limitada, degut a que de mitjana únicament un 25% del N total aportat amb els fems ha estat en forma mineral, mentre que la resta ha estat en forma orgànica (no disponible pel cultiu de manera immediata). En els primers anys el grau de mineralització de la part orgànica és reduïda (Schröder, 2005), fet que limita l'efecte fertilitzant dels fems en aquest període. A més alguns autors, com Daudén et al. (2004) amb fertilització amb purins o Domingo (2016) amb fems, apunten que quan s'apliquen fertilitzants orgànics es pot produir una immobilització de N del sòl vinculada a la relació C/N del material orgànic, fet que pot reduir encara més l'escàs efecte fertilitzant dels fems en els primers anys d'aplicació.

No obstant, a mesura que s'han aplicat els fems de manera continuada s'han acumulat els efectes de les aplicacions dels anys anteriors i s'ha incrementat la incidència sobre les produccions en les estratègies de fertilització amb aplicació de fems. Aquest fet es mostra clarament en l'article del Capítol 2 (Perramon et al., 2016a), en el que s'han comparat les funcions matemàtiques que segueixen les produccions dels cultius per a cada una de les dosis baixes de fems (170 i 250 kg N ha⁻¹ any⁻¹) en funció de la dosi de N mineral aplicada en cobertura. En la comparativa es pot observar que amb el pas dels anys, o bé les funcions han passat de lineals a lineals-planells, o bé han reduït els seus pendents, el que indica, en ambdós casos, una menor necessitat del complement de N mineral a mesura que s'incrementa l'efecte residual de l'aplicació continuada de fems.

A nivell pràctic, l'efecte residual de l'aplicació continuada de fems ha provocat que amb el pas dels anys s'hagi reduït la necessitat de complementar amb N mineral les estratègies amb dosis baixes de fems (170 i 250 kg N ha⁻¹ any⁻¹) per obtenir produccions màximes. En la primera rotació (anys 1 i 2) les necessitats de N mineral han estat de 160 i 80 Kg N ha⁻¹ any⁻¹ per les dosis de fems de 170 i 250 kg N ha⁻¹ any⁻¹ respectivament. Mentre que en la tercera rotació (anys 5 i 6) les necessitats per a obtenir les produccions màximes s'han reduït a 80 kg N ha⁻¹ any⁻¹ en la dosi de 170 kg N ha⁻¹ any⁻¹ en forma de fems, i en la dosi de 250 kg N ha⁻¹ any⁻¹ en forma de fems no ha estat necessari cap complement de N mineral.

Tanmateix, a les oscil·lacions productives obtingudes entre els diferents anys hi ha contribuït, també, la variabilitat de les precipitacions i la seva coincidència o no amb temperatures òptimes per al

desenvolupament dels cultius i per la mineralització de la matèria orgànica. Ara bé, fins i tot amb la utilització d'aigua per reg es produeixen oscil·lacions productives importants en un sistema de doble cultiu anual (Trindade et al., 2008). Un altre fet que també incideix en la oscil·lació productiva interanual en sistemes productius de doble cultiu anual és la reduïda disponibilitat de temps entre la collita d'un cultiu i la sembra del següent, que fa que s'hagin de realitzar les tasques de treball del sòl amb un temps limitat i adaptant-se a les condicions del moment, les quals poden incidir en la preparació d'un bon llit de sembra i en la bona implantació del cultiu.

6.1.2. Rentat de nitrogen: impacte ambiental

El rentat de N obtingut a l'estudi ha estat estretament vinculat a la precipitació i al drenatge, el que ha comportat que s'hagin mostrat elevades oscil·lacions de rentat de N entre anys. Aquest fet es deu, en part, a la textura moderadament grossa del sòl del camp experimental. Els períodes de més precipitació s'han concentrat a la primavera i a la tardor, el que és habitual en un clima mediterrani.

El rentat de N més elevat s'ha registrat en el període de tardor. En 3 dels 4 anys avaluats, el rentat de N ocorregut en el període que va d'octubre a març ha estat superior al 60% del rentat total anual. I de tot aquest període, en els mesos d'octubre i de novembre és quan el rentat ha estat més elevat. Trindade et al. (1997) i Carneiro et al. (2012), en sistemes productius de doble cultiu anual molt similars al de l'estudi avaluat, també varen obtenir el principal rentat de N durant aquest període.

La concentració del rentat de N en aquest període s'explica en primer terme per la precipitació que s'hi registra, però també per l'acumulació de N mineral en el sòl i per les escasses extraccions de nutrients i d'aigua que realitza el cultiu en aquest moment. Dels 4 moments de l'any en que s'han determinat els continguts de N mineral en el sòl, els trobats a final del cultiu d'estiu han estat els més elevats després dels acumulats a cobertura del mateix cultiu. Durant la primavera, l'estiu i els primers mesos de tardor les temperatures habitualment suaus han afavorit la mineralització de la matèria orgànica del sòl, el que ha repercutit en un increment de la disponibilitat de N mineral en el sòl en aquest període de l'any, aspecte que també han descrit altres autors (Richards et al., 1999; Yagüe i Quílez, 2013). En un sistema productiu de doble cultiu anual, a la primavera el cultiu d'hivern es troba en un estadi de desenvolupament avançat, etapa en que el cultiu realitza elevades extraccions de N i d'aigua. Mentre que les precipitacions de la tardor han coincidit en un moment en que no hi ha hagut cap cultiu implantat o bé en que el cultiu d'hivern es troba en els primers estadis de desenvolupament, període en el que realitza baixes extraccions de nutrients i d'aigua.

Per tant, alhora de planificar mesures per reduir el rentat de N cal incidir en unes pràctiques de fertilització que permetin ajustar la fertilització del cultiu d'estiu, per tal de que el contingut de N mineral residual en el sòl a final del seu cicle sigui baix. Cal complementar les mesures amb la utilització de varietats de cultiu d'hivern primerenques que es sembrin i es desenvolupin aviat, per tal d'avançar el procés d'extracció de nutrients i d'aigua que realitza aquest cultiu. També cal tenir present que la implantació d'un cultiu d'hivern després del cultiu d'estiu ja redueix el rentat de N respecte a quan únicament s'implanta un únic cultiu d'estiu (Zavattaro et al., 2012), per tant, els sistemes productius de doble cultiu anual tenen un elevat interès des d'aquest punt de vista.

El rentat de N no ha diferit entre les estratègies de fertilització de 170 i 250 kg N ha⁻¹ any⁻¹ en forma de fems, quan en cadascuna d'elles i en cada any l'aplicació de fems s'ha complementat amb les dosis de N mineral necessàries per obtenir produccions màximes. En aquestes estratègies, el rentat ha oscil·lat entre 55 i 77 kg N ha⁻¹ per cada rotació de 2 anys de durada. Aquestes 2 estratègies de fertilització tampoc han diferit en els resultats obtinguts de tots aquells índexs ambientals elaborats en l'article del Capítol 4 (Perramon et al., 2016b), en els que s'avalua el rentat de N en relació a la producció, al N disponible i al N aplicat.

Finalment, és convenient destacar que quan no s'ha aplicat cap tipus de fertilitzant nitrogenat durant 6 anys també s'ha produït rentat (28-42 kg N ha⁻¹ per cada rotació de 2 anys). En aquesta situació la concentració de N de l'aigua drenada ha estat en alguns moments propera al límit de potabilitat (11.3

mg N-NO₃⁻ L⁻¹) establert per la Unió Europea (European Union, 1998). Aquestes dades constaten que la simple activitat agrícola genera un mínim rentat de N (Addiscot, 2000; Di i Cameron, 2002).

6.1.3. Disponibilitat i dinàmica de nutrients

Els nutrients que s'aporten amb els fems no tenen la mateixa disponibilitat en el sòl a curt termini que els que, en general, s'aporten amb els fertilitzants minerals. Amb la implantació d'experiments de camp de diversos anys de durada es pot veure com evoluciona aquesta disponibilitat (Goulding et al., 2000; Schröder, 2005).

6.1.3.1. Aprofitament del nitrogen procedent dels fems

El N que s'aporta amb les aplicacions de fems no està immediatament disponible pel cultiu ni, en general, a curt termini. Però, quan es realitzen aplicacions de fems de manera continuada s'incrementa la disponibilitat de N mineral, fins a arribar en un període d'equilibri en què el cultiu disposa de N provinent de fems aplicats en diferents anys. Mesurar el valor fertilitzant dels fems a través del Nitrogen fertilizer replacement value (NFRV) resulta una forma interessant de conèixer l'efecte fertilitzant dels fems en relació a l'efecte dels fertilitzants minerals nitrogenats, i permet mostrar el procés d'acumulació de l'efecte residual de l'aplicació continuada de fems, un aspecte clau en l'avaluació de la fertilització orgànica (Schröder et al., 2007).

El valor fertilitzant dels fems mesurat a través del NFRV en el camp experimental ha passat de 0.38 a la primera rotació (anys 1 i 2) a 0.50 a la segona (anys 3 i 4) i a un màxim de 0.67 (anys 5 i 6) a la tercera. Aquests resultats mostren un increment de l'aprofitament del N procedent dels fems a mesura que avança l'experimentació, degut a l'acumulació de l'efecte residual de l'aplicació continuada de fems.

A més, aquestes consideracions també es constaten quan es compara l'efecte del N procedent dels fems respecte al N procedent de fertilitzants minerals nitrogenats, a través de comparar 2 estratègies de fertilització en les que s'apliquen les mateixes unitats de N de cadascuna de les 2 procedències en el mateix moment. El N procedent dels fems ha tingut un efecte sobre les produccions dels cultius del 66, 72 i 96%, respecte a l'efecte que hi ha tingut el N de procedència mineral, per les rotacions 1 (anys 1 i 2), 2 (anys 3 i 4) i 3 (anys 5 i 6) respectivament. Es mostra, així, que quan s'assoleix un estat d'equilibri de l'efecte residual es poden obtenir eficiències elevades en l'ús del N procedent dels fems. Aquest fet és indispensable per realitzar una bona fertilització orgànica i és un aspecte que cal millorar de manera general en els sistemes agraris mediterranis (Bosch-Serra, 2010).

Una vegada es pot identificar tant clarament l'efecte residual de l'aplicació continuada de fems, cal determinar quines estratègies permeten obtenir produccions elevades fent un ús eficient del N (Cavalli et al., 2016) i minimitzant els impactes ambientals negatius. En aquest sentit, amb l'aplicació de 500 kg N ha⁻¹ any⁻¹ en forma de fems s'ha fet un ús més ineficient del N respecte a les dosis de fems més baixes (170 i 250 kg N ha⁻¹ any⁻¹).

En aquestes estratègies de fertilització amb dosis baixes de fems, quan l'efecte residual es troba en un estat proper a l'equilibri (anys 5 i 6), l'aplicació de 250 kg N ha⁻¹ any⁻¹ ha estat una opció viable des del punt de vista productiu, d'eficiència en l'ús del N i d'impactes ambientals relacionats amb l'ús del N. En aquesta situació també ha estat viable l'aplicació de 170 kg N ha⁻¹ any⁻¹ amb un complement mineral de 80 kg N ha⁻¹ any⁻¹, estratègia que s'ajusta a la normativa vigent d'aplicació de materials orgànics en zones vulnerables per contaminació de nitrats d'origen agrari (Generalitat de Catalunya, 2009).

Per tant, es poden utilitzar fems amb eficiències d'utilització de N elevades minimitzant els impactes ambientals negatius, tal i com també han mostrat altres autors que han utilitzat materials orgànics amb una relació C/N elevada (Leclerc et al., 1995; Carneiro et al., 2012).

6.1.3.2. Matèria orgànica del sòl i mineralització de nitrogen

L'aportació de fems ha augmentat significativament el contingut de matèria orgànica del sòl després de 6 anys d'aplicació continuada. Al finalitzar l'experimentació, el contingut de matèria orgànica del sòl ha estat de 19 g kg^{-1} (0-30 cm) quan s'han aplicat únicament fertilitzants minerals, de 22 g kg^{-1} (0-30 cm) quan s'ha aplicat la dosi de fems de $250 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ any}^{-1}$ i de 27 g kg^{-1} (0-30 cm) quan s'han aplicat $500 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ any}^{-1}$ en forma de fems. En l'estratègia amb la dosi elevada de fems s'ha obtingut un contingut final de matèria orgànica en el sòl més elevat que en les estratègies amb dosis baixes de fems. L'increment de matèria orgànica en el sòl amb la fertilització amb materials orgànics també s'ha destacat en altres estudis amb sistemes productius similars (Tomasoni et al., 2011; Grignani et al., 2007). Es produeix així un segrest de C que és un dels beneficis ambientals associats a la fertilització orgànica (Bhogal et al., 2009), i que requereix de ser avaluat amb més profunditat en futures recerques que es desenvolupin en el context d'aquest i d'altres estudis.

La matèria orgànica del sòl és una reserva de nutrients, i és a partir de la mineralització d'aquesta matèria orgànica que aquests nutrients passen a estar disponibles pels cultius (Navarro i Navarro, 2013). Amb les característiques del sòl del camp experimental ($d_a = 1.47 \text{ kg m}^{-3}$ i relació C/N = 7.9 de mitjana en els diferents tractaments en la profunditat 0-30 cm) cada 0.1 punt percentual de matèria orgànica en el sòl (0-30 cm de profunditat) conté 324 kg N ha^{-1} . Aquest fet ha suposat que la dosi de fems de $250 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ any}^{-1}$ aplicada de manera continuada durant 6 anys acumuli 1944 kg més de N ha^{-1} que el tractament testimoni (increment de 0.6 punts percentuals de matèria orgànica). Aquest N emmagatzemat incrementa el potencial d'alliberament de N mineral en futures mineralitzacions de la matèria orgànica del sòl (Trindade et al., 2001).

En l'estratègia de $500 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ any}^{-1}$ en forma de fems el contingut de N mineral en el sòl (0-90 cm) no ha estat més elevat respecte a quan s'han aplicat $250 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ any}^{-1}$ en forma mineral. Per tant, en aquesta estratègia no s'ha mostrat un increment del risc de rentat de N per un contingut de N mineral en el sòl més elevat, que estigui vinculat al major potencial de mineralització de la matèria orgànica acumulada en el sòl. Però aquests efectes es poden mostrar més a llarg termini, tal i com apunten alguns autors (Johnston i Poulton, 2005).

Les taxes més elevades de mineralització de N obtingudes en el camp experimental s'han concentrat durant el cultiu d'estiu, aspecte que està en consonància amb el treball d'altres autors (Sánchez et al., 1998). En aquest període són habituals temperatures i humitats del sòl elevades, 2 dels factors que incideixen més directament en la mineralització de la matèria orgànica del sòl (Trindade et al., 2001), i que són alhora unes condicions similars a les que necessiten els cultius per créixer i desenvolupar-se (Addiscott, 2000). Aquest fet facilita que l'increment del N disponible en el sòl provinent de la mineralització de la matèria orgànica el pugui aprofitar el cultiu implantat.

L'aplicació de fems pot provocar que en determinats moments es puguin produir fenòmens d'immobilització del N mineral del sòl (Monaco et al., 2010; Webb et al., 2000), però si aquests fems s'apliquen de manera continuada a mig-llarg termini s'incrementa i s'estabilitza la mineralització de la matèria orgànica. En aquest sentit, quan s'han aplicat $250 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ any}^{-1}$ en forma de fems de manera continuada la mineralització de N ha estat més elevada en el sisè any respecte a quan no s'han aplicat fems, o a quan la dosi aplicada de fems ha estat més baixa ($170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ any}^{-1}$).

També s'han obtingut taxes de mineralització de N destacables quan no s'ha aplicat cap fertilitzant nitrogenat durant 6 anys. Aquesta mineralització permet que els cultius puguin disposar de N mineral en el sòl per tal de desenvolupar-se, fins i tot quan no s'aplica cap tipus de fertilitzant nitrogenat (Addiscot, 2000; Heumann et al., 2013).

La mineralització de la matèria orgànica ha comportat una disponibilitat de N mineral en el sòl que ha oscil·lat entre 46 i $352 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ any}^{-1}$ segons tractament i any. Aquests valors, considerablement elevats, han de ser comptabilitzats en qualsevol planificació de fertilització, tenint en compte que la mineralització de la matèria orgànica està en funció de les condicions edafoclimàtiques, i que en el

treball presentat s'han mostrat elevades oscil·lacions anuals i, també, una elevada variabilitat estacional, de manera que la mineralització de N s'ha concentrat en determinats períodes de l'any, primavera i estiu principalment.

Els múltiples factors (clima, contingut de matèria orgànica del sòl, treball del sòl, tipus de sòl) que intervenen en la mineralització de la matèria orgànica del sòl (Addiscot, 2000; Klausner et al., 1994; Schröder, 2005; Sørensen, 2004) fa que aquesta s'hagi de relacionar amb les característiques i condicions del sistema agrari a la que pertany. I, alhora, també fa que sigui habitual que les taxes de mineralització de N presentin oscil·lacions anuals elevades (Salmerón et al., 2010; Daudén i Quílez, 2004) en funció de la variació d'aquests factors, sobretot degut a la relació que tenen amb les condicions climàtiques.

6.1.3.3. Macro i micronutrients

Un sistema productiu de doble cultiu anual per aprofitament farratger és un sistema exigent des del punt de vista nutricional, pel fet de que s'implanten 2 cultius en un mateix any i perquè amb l'aprofitament farratger s'utilitza tota la planta i només es deixen a camp les arrels i el rostoll dels cultius i, per tant, les exportacions de nutrients que es fan són properes a les extraccions que realitzen els cultius. Partint d'aquesta situació cal avaluar cada estratègia de fertilització en funció de quina és l'evolució dels nutrients a mig-llarg termini (Monaco et al., 2008), tant pel que fa als 3 macronutrients principals (N, P i K), com pel que fa a la disponibilitat de cations de canvi (Ca i Mg) o d'altres micronutrients (Cu, Zn i Mn).

La producció obtinguda incideix directament en l'extracció de nutrients. En aquest sentit, les extraccions de N que han realitzat els cultius, per cada any i estratègia de fertilització, han seguit una tendència molt similar a la de les produccions. Les extraccions màximes de N realitzades per la part aèria de la planta han estat de 215 kg N ha⁻¹ any⁻¹ per la seqüència de cultius civada-sorgo, i de 443 kg N ha⁻¹ any⁻¹ per la seqüència de cultius raigràs-blat de moro. En tots 2 casos l'extracció del cultiu d'estiu ha estat més elevada que la del cultiu d'hivern, representant la primera un 53% de mitjana (respecte al total anual) en el cas del sorgo i un 67% en el cas del blat de moro. Els valors obtinguts en la seqüència de cultius raigràs-blat de moro són molt similars als que han obtingut altres autors en sistemes productius similars, al nord d'Itàlia (Grignani et al., 2007) i a Portugal (Trindade et al., 2008).

En els balanços de nutrients realitzats i en l'avaluació dels nutrients acumulats en el sòl després de 6 anys d'aplicacions continuades de fems s'ha evidenciat que l'aplicació de 500 kg N ha⁻¹ any⁻¹ en forma de fems comporta un superàvit de N, P i K, i uns increments del contingut d'alguns nutrients en el sòl que fan que aquesta no sigui una estratègia sostenible a mig-llarg termini. Especialment rellevants han estat les acumulacions de P que han incrementat el seu contingut en el sòl un 321% fins a acumular 80 mg P kg⁻¹. En aquest sentit, l'acumulació de P en la fertilització orgànica és una problemàtica habitual quan es planteja la fertilització en criteri de N, degut principalment a que la relació N/P dels fems és inferior a la relació N/P de les extraccions dels cultius (Schröder, 2005). L'acumulació de P en el sòl incrementa el risc de que es perdi en el medi, el que pot provocar problemes d'eutrofització de les aigües (Sims et al., 1998).

En les estratègies d'aplicació de 170 i 250 kg N ha⁻¹ any⁻¹ en forma de fems no s'ha mostrat un superàvit molt elevat de N, P i K en la tercera rotació, quan l'efecte residual de l'aplicació continuada de fems es troba en una situació propera a l'equilibri. En aquest context, tampoc s'han acumulat quantitats de nutrients destacables en el sòl després de 6 anys de fertilització continuada amb fems, fet que mostra que aquestes són unes estratègies sostenibles a mig termini des del punt de vista de la dinàmica d'aquests nutrients. Però, la tendència mostrada d'increment del contingut de P en el sòl quan s'ha aplicat la dosi de fems de 250 kg N ha⁻¹ any⁻¹ requereix d'una recerca a llarg termini, que permeti avaluar, en unes condicions sostingudes de l'efecte residual de l'aplicació continuada de fems en estat d'equilibri, si amb aquesta estratègia es produeixen acumulacions de P en el sòl que comportin un risc ambiental associat.

En la dosi més baixa de fems ($170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ any}^{-1}$), que compleix amb la normativa vigent d'aplicació de materials orgànics en zones vulnerables per contaminació de nitrats d'origen agrari (Generalitat de Catalunya, 2009), s'ha obtingut un dèficit en l'aportació de N en la tercera rotació quan l'efecte residual de l'aplicació continuada de fems es troba en una situació propera a l'equilibri. Aquest fet evidencia que l'aplicació de $170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ any}^{-1}$ pot ser insuficient per a poder obtenir produccions elevades a mig-llarg termini. D'aquesta manera es constata el que ja s'ha observat avaluant els resultats productius dels 6 anys de durada del camp experimental, que per obtenir produccions elevades en l'estratègia amb la dosi baixa de fems ha estat necessari un complement de N mineral.

Pel que fa als micronutrients, les estratègies de fertilització amb aportació de fems, en especial la dosi elevada ($500 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ any}^{-1}$), han incrementat el contingut d'alguns d'ells (Mg, Na i Zn) en el sòl. Tot i això, els valors obtinguts no comporten un risc ambiental associat, degut en part a que aquests no eren especialment elevats al inici de l'experimentació. Però aquest és, també, un aspecte a avaluar a més llarg termini quan es podria mostrar un impacte negatiu, tal i com apunten alguns autors (Benke et al., 2008).

6.1.3.4. Recirculació de nutrients en el sistema agrari

Actualment, la dosi de N provinent de materials orgànics que es pot aplicar en zones vulnerables per contaminació de nitrats que procedeixen de fonts agràries és de $170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ any}^{-1}$ (Generalitat de Catalunya, 2009). Aquesta normativa, en sistemes agraris amb elevada densitat ramadera i amb la implantació de cultius amb elevades necessitats en nutrients, com són les rotacions de doble cultiu anual, pot limitar la recirculació de nutrients i dificultar l'apropament al tancament del cicle de nutrients en un mateix sistema agrari. En aquest context, algunes de les estratègies de fertilització avaluades superen la quantitat de N aplicable permesa procedent de materials orgànics en zones vulnerables.

Amb les 2 estratègies de fertilització orgànica amb dosis baixes de fems (170 i $250 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ any}^{-1}$) els cultius implantats han pogut assimilar els nutrients necessaris per desenvolupar-se correctament assolint produccions elevades, sense que a mig termini s'hagin produït impactes ambientals negatius o una acumulació de nutrients en el sòl que hagi incrementat el risc de la seva pèrdua cap al medi natural. Mentre que, quan s'ha aplicat una dosi elevada de fems ($500 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ any}^{-1}$) no s'ha utilitzat el N d'una manera prou eficient i s'han acumulat quantitats de nutrients en el sòl que han evidenciat que aquesta no és una estratègia sostenible en el sistema productiu avaluat.

L'estratègia d'aplicació de $170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ any}^{-1}$ en forma de fems ha requerit un complement de N mineral per obtenir produccions màximes, també en condicions d'efecte residual acumulat properes a l'equilibri després de més de 4 anys d'aplicacions de fems de manera continuada. Aquest fet comporta un increment del cost de fertilització respecte a l'estratègia de $250 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ any}^{-1}$, en la que no ha estat necessari el complement de N mineral. A més, amb l'aplicació de $250 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ any}^{-1}$ en forma de fems s'incrementa la recirculació de nutrients en un mateix sistema agrari, fet que resulta especialment interessant en sistemes agraris amb elevada activitat ramadera i amb disponibilitat de fems i purins, com en la zona d'influència d'on s'ubica el camp experimental objecte d'aquest estudi (Perramon et al., 2011).

6.2. Conclusions

De la recerca realitzada, en un sistema productiu de doble cultiu anual per aprofitament farratger amb fertilització orgànica i mineral en clima mediterrani humit, es poden extreure les següents conclusions:

1. Les estratègies de fertilització amb utilització de fems permeten obtenir produccions elevades dels cultius farratgers d'hivern i d'estiu. Tot i que si s'utilitzen en dosis agronòmicament raonables (170 i $250 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ any}^{-1}$) en els primers anys cal complementar la fertilització amb N mineral, i a mesura que s'acumula l'efecte residual de l'aplicació continuada de fems aquests complements minerals es poden anar reduint, fins a complements baixos ($80 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ any}^{-1}$) en l'estratègia de 170 kg N ha^{-1}

any⁻¹ en forma de fems i fins a no aplicar cap complement en l'estratègia de 250 kg N ha⁻¹ any⁻¹ en forma de fems.

2. Les produccions tenen fortes oscil·lacions vinculades a les condicions climatològiques i a com s'implanten els cultius. Aquest segon aspecte es troba relacionat a la mateixa climatologia i a l'escàs temps de que es disposa per preparar el llit de sembra en un sistema productiu de doble cultiu anual. En les estratègies amb utilització de fems, les oscil·lacions productives anuals també es deuen a l'acumulació de l'efecte residual de l'aplicació continuada de fems.

3. El rentat de N es concentra en els períodes de màxima precipitació, i de manera principal durant la tardor. En aquest període, a més de registrar-se precipitacions elevades, els continguts de N mineral en el sòl són habitualment elevats, degut a que la mineralització de la matèria orgànica del sòl s'incrementa al augmentar les temperatures. I, també en aquest període, les extraccions de N i d'aigua que realitza el cultiu són baixes, ja que durant la tardor el sòl es troba nu o amb el cultiu d'hivern implantat en els primers estadis de desenvolupament.

4. El rentat de N no difereix entre les estratègies de fertilització amb aplicació de fems en dosis baixes (170 i 250 kg N ha⁻¹ any⁻¹) quan es complementen en cada moment amb les dosis de N mineral necessàries per obtenir produccions màximes. El rentat d'aquestes estratègies oscil·la entre 55 i 77 kg N ha⁻¹ per cada rotació de 2 anys de durada. Els diferents índexs d'impacte ambiental avaluats tampoc difereixen entre aquestes 2 estratègies de fertilització.

5. La mineralització de la matèria orgànica del sòl suposa una aportació de N mineral que pot ser destacable en alguns anys (46-352 kg N ha⁻¹ any⁻¹), fet que cal tenir present en qualsevol planificació de la fertilització. Aquestes taxes de mineralització de N s'emmarquen en un patró de comportament caracteritzat per unes elevades oscil·lacions anuals vinculades a les condicions climatològiques, per una elevada variabilitat estacional que les concentra en el període de primavera i sobretot d'estiu, i pel fet que l'aportació de fems incrementa la mineralització de la matèria orgànica a mig termini.

6. El valor fertilitzant dels fems s'incrementa a mesura que avança l'experimentació degut a l'acumulació de l'efecte residual de l'aplicació continuada de fems, fins a arribar a una situació propera a l'equilibri d'aquest efecte residual en la tercera rotació (anys 5 i 6), moment en el que s'assoleix un valor màxim de NFRV (Nitrogen fertilizer replacement value) de 0.67.

7. L'eficiència en la utilització del N és baixa en la dosi elevada de fems de 500 kg N ha⁻¹ any⁻¹ (NUE = 28.4-36.7 kg producció matèria seca kg⁻¹ N disponible) respecte a la de les dosis inferiors de 170 i 250 kg N ha⁻¹ any⁻¹ (NUE = 34.5-56.0 producció matèria seca kg⁻¹ N disponible), i els impactes ambientals associats a l'estratègia amb la dosi elevada de fems són superiors.

8. La dinàmica de nutrients en l'estratègia de fertilització amb la dosi elevada de fems (500 kg N ha⁻¹ any⁻¹) provoca que aquests s'acumulin en el sòl degut al superàvit dels que s'aporten respecte als que s'exporten. Les acumulacions més destacables es produeixen en P (80 mg kg⁻¹). En les estratègies amb dosis baixes de fems (170 i 250 kg N ha⁻¹ any⁻¹) no es produeixen acumulacions destacables de nutrients a mig termini.

9. La matèria orgànica del sòl s'incrementa amb l'aportació de fems. Tot i això, el contingut de N mineral en el sòl no s'incrementa en l'estratègia de 500 kg N ha⁻¹ any⁻¹ en forma de fems respecte a les altres estratègies de fertilització amb aplicació de dosis més baixes de fems o de fertilitzants minerals nitrogenats, malgrat l'augment del potencial de mineralització de N vinculat a l'acumulació de matèria orgànica en el sòl. Els continguts de N mineral en el sòl més elevats es relacionen amb l'aplicació de fertilitzants minerals nitrogenats, i els valors més destacats es concentren en el moment de cobertura del cultiu d'estiu, quan la taxa de mineralització de N també és elevada.

10. La menor eficiència en la utilització del N, els impactes ambientals associats a aquesta baixa eficiència i l'acumulació de nutrients en el sòl, dels que en destaca el P, fan que l'estratègia de 500 kg

N ha⁻¹ any⁻¹ en forma de fems, tot i obtenir produccions elevades, no sigui una estratègia sostenible a mig-llarg termini.

11. Quan l'efecte residual de l'aplicació continuada de fems es troba en una situació propera a l'equilibri (anys 5 i 6), en l'estratègia de fertilització amb aplicació de 170 kg N ha⁻¹ any⁻¹ en forma de fems s'obtenen produccions elevades si es complementa amb una dosi baixa de N mineral (80 kg N ha⁻¹ any⁻¹), i es minimitzen els impactes ambientals negatius. Amb aquesta estratègia es compleix amb la normativa vigent referent a la limitació establerta d'aplicació de materials orgànics en zones vulnerables per contaminació de nitrats d'origen agrari.

12. Quan l'efecte residual de l'aplicació continuada de fems es troba en una situació propera a l'equilibri (anys 5 i 6), en l'estratègia de fertilització amb aplicació de 250 kg N ha⁻¹ any⁻¹ en forma de fems s'obtenen produccions elevades sense aplicar cap complement de N mineral, i es minimitzen els impactes ambientals negatius. Respecte a l'aplicació de 170 kg N ha⁻¹ any⁻¹ en forma de fems, en la dosi de 250 kg N ha⁻¹ any⁻¹ s'obté un estalvi econòmic degut a la reducció del complement de N mineral, i s'incrementa la recirculació de nutrients en un mateix sistema agrari.

Referències

- Addiscott, T.M., 2000. Tillage, mineralization and leaching. *Soil and Tillage Research*, 53, 163-165.
- Benke, M.B., Indraratne, S.P., Hao, X., Chang, C., Goh, T.B., 2008. Trace element changes in soil after long-term cattle manure applications. *Journal of Environmental Quality*, 37, 798-807.
- Bhogal, A., Nicholson, F.A., Chambers, B.J., 2009. Organic carbon additions: effects on soil bio-physical and physico-chemical properties. *European Journal of Soil Science*, 60, 276-286.
- Bosch-Serra, A.D., 2010. Nitrogen use efficiency in rainfed Mediterranean agriculture. *Encyclopedia of Soil Science*. Taylor and Francis. London, UK. 1: 1-6.
- Carneiro, J.P., Coutinho, J., Trindade, H., 2012. Nitrate leaching from a maize x oats double-cropping forage system fertilized with organic residues under Mediterranean conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 160, 29-39.
- Cavalli, D., Cabassi, G., Borrelli, L., Geromel, G., Bechini, L., Degano, L., Marino, P., 2016. Nitrogen fertilizer replacement value of undigested liquid cattle manure and digestates. *European Journal of Agronomy*, 73, 34-41.
- Daudén, A., Quílez, D., 2004. Pig slurry versus mineral fertilization on corn yield and nitrate leaching in a Mediterranean irrigated environment. *European Journal of Agronomy*, 21, 7-19.
- Daudén, A., Quílez, D., Vera, M.V., 2004. Pig slurry application and irrigation effects on nitrate leaching in Mediterranean soil lysimeters. *Journal of Environmental Quality*, 33: 2290-2295.
- Di, H.J., Cameron, K.C., 2002. Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 46, 237-256.
- Domingo, F., 2016. Productivitat de cultius extensius i fertilitat i qualitat de sòls associades a les aplicacions de dejeccions ramaderes en un sistema agrari mediterrani. Tesi de Doctorat. Directors: A. Bosch, M.R. Yagüe. Universitat de Lleida. Escola Tècnica Superior d'Enginyeria Agrària.
- European Union, 1998. Council Directive 98/83/EC, of 3 November 1998, on the quality of water intended for human consumption. *Official Journal of European Communities*, L 330.

Generalitat de Catalunya, 2009. Decret 136/2009, d'1 de setembre, d'aprovació del programa d'actuació aplicable a les zones vulnerables en relació amb la contaminació de nitrats que procedeixen de fonts agràries i de gestió de les dejeccions ramaderes, DOGC 5457, 65858-65902.

Goulding, K.W.T., Poulton, P.R., Webster, C.P., Howe, M.T., 2000. Nitrate leaching from the Broadbalk Wheat Experiment, Rothamsted, UK, as influenced by fertilizer and manure inputs and the weather. *Soil use and management*, 16, 244-250.

Grignani, C., Zavattaro, L., Sacco, D., Monaco, S., 2007. Production, nitrogen and carbon balance of maize-based forage systems. *European Journal of Agronomy*, 26, 442-453.

Heumann, S., Fier, A., Haßdenteufel, M., Höper, H., Schäfer, W., Eiler, T., Böttcher, J., 2013. Minimizing nitrate leaching while maintaining crop yields: insights by simulating net N mineralization. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 95, 395-408.

Johnston, A.E., Poulton, P.R., 2005. Soil organic matter: its importance in sustainable agricultural systems. Proceedings 565. The International Fertiliser Society. York, United Kingdom.

Klausner, S.D., Kanneganti, V.R., Bouldin, D.R., 1994. An approach for estimating a decay series for organic nitrogen in animal manure. *Agronomy Journal*, 86, 897-903.

Leclerc, B., Georges, P., Cauwel, B., Lairon, D., 1995. A five year study on nitrate leaching under crops fertilised with mineral and organic fertilisers in lysimeters. *Nitrogen Leaching in Ecological Agriculture*, 11, 301-308.

Monaco, S., Hatch, D.J., Sacco, D., Bertora, C., Grignani, C., 2008. Changes in chemical and biochemical soil properties induced by 11-yr repeated additions of different organic materials in maize-based forage systems. *Soil Biology and Biochemistry*, 40, 608-615.

Monaco, S., Sacco, D., Borda, T., Grignani, C., 2010. Field measurement of net nitrogen mineralization of manured soil cropped to maize. *Biology and Fertility of Soils*, 46, 179-184.

Navarro, G., Navarro, S., 2013. Química agrícola. Química del suelo y de los nutrientes esenciales para las plantas. Grupo Mundi-prensa. Madrid, España.

Ovejero, J., Ortiz, C., Boixadera, J., Serra, X., Ponsá, S., Lloveras, J., Casas, C., 2016. Pig slurry fertilization in a double-annual cropping forage system under sub-humid Mediterranean conditions. *European Journal of Agronomy*, 81, 138-149.

Perramon, B., Calm, E., Pijuan, J., Bassols, E., Falgarona, J., Palou, O., Puiguriguer, M., Zapata, J., Mazón, J., 2011. L'Agricultura i la ramaderia del Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. Olot, Catalunya, Espanya. Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa, Generalitat de Catalunya. Disponible a: <http://www.gencat.cat/parcs/garrotxa> (consultat 24.06.2016).

Perramon, B., Bosch-Serra, A.D., Domingo, F., Boixadera, J., 2016a. Organic and mineral fertilization management improvements to a double-annual cropping system under humid Mediterranean conditions. *European Journal of Agronomy*, 76, 28-40.

Perramon, B., Bosch-Serra, A.D., Domingo-Olivé, F., Boixadera, J., 2016b. The efficiency of nitrogen in cattle manures when applied to a double-annual forage cropping system. *Grass and Forage Science*, doi:10.1111/gfs.12269.

Richards, I.R., Turner, I.D.S., Wallace, P.A., 1999. Manure and fertilizer contributions to soil mineral nitrogen and the yield of forage maize. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 55, 175-185.

Salmerón, M., Cavero, J., Quílez, D., Isla, R., 2010. Winter cover crops affect monoculture maize yield and nitrogen leaching under irrigated Mediterranean conditions. *Agronomy Journal*, 102, 1700-1709.

Sánchez, L., Díez, J.A., Vallejo, A., Cartagena, M.C., Polo, A., 1998. Estimate of mineralized organic nitrogen in soil using nitrogen balances and determining available nitrogen by the electro-ultrafiltration technique. Application to Mediterranean climate soils. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 46, 2036-2043.

Schröder, J.J., 2005. Manure as a suitable component of precise nitrogen nutrition. Proceedings 574. The International Fertiliser Society. York, United Kingdom.

Schröder, J.J., Uenk, D., Hilhorst G.J., 2007. Long-term nitrogen fertilizer replacement value of cattle manures applied to cut grassland. *Plant and Soil*, 299, 83-99.

Sims, J.T., Simard, R.R., Joern, B.C., 1998. Phosphorus loss in agricultural drainage: Historical perspective and current research. *Journal of Environmental Quality*, 27, 277-294.

Sørensen, P., 2004. Immobilisation, remineralisation and residual effects in subsequent crops of dairy cattle slurry nitrogen compared to mineral fertiliser nitrogen. *Plant and Soil*, 267, 285-296.

Tomasoni, C., Borrelli, L., Ceotto, E., 2011. Effect of integrated forage rotation and manure management on yield: nutrient balance and soil organic matter. *Italian Journal of Agronomy*, 6, 55-60.

Trindade, H., Coutinho, J., Van Beusichem, M.L., Scholefield, D., Moreira, N., 1997. Nitrate leaching from sandy loam soils under a double-cropping forage system estimated from suction-probe measurements. *Plant Soil*, 195, 247-256.

Trindade, H., Coutinho, J., Jarvis, S., Moreira, N., 2001. Nitrogen mineralization in sandy loam soils under an intensive double-cropping forage system with dairy-cattle slurry applications. *European Journal of Agronomy*, 15, 281-293.

Trindade, H., Coutinho, J., Jarvis, S., Moreira, N., 2008. Effects of different rates and timing of application of nitrogen as slurry and mineral fertilizer on yield of herbage and nitrate-leaching potential of a maize/Italian ryegrass cropping system in north-west Portugal. *Grass and Forage Science*, 64, 2-11.

Webb, J., Harrison, R., Ellis, S., 2000. Nitrogen fluxes in three arable soils in the UK. *European Journal of Agronomy*, 13, 207-223.

Yagüe, M.R., Quílez, D., 2013. Residual effects of fertilization with pig slurry: double cropping and soil. *Agronomy Journal*, 105, 70-78.

Zavattaro, L., Monaco, S., Sacco, D., Grignani, C., 2012. Options to reduce N loss from maize in intensive cropping systems in Northern Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 147, 24-35.

