

Tesis para optar al Título de
Magister en Ciencias Ambientales

IMPACTO SOBRE EL SUELO DE UN SISTEMA DE CERDOS A CAMPO EN EL LARGO PLAZO

AUTOR: SANTIAGO MONTEVERDE

TUTORA: Ing. Agr. PhD AMABELIA DEL PINO

COTUTOR: Ing. Agr. DANIEL PANARIO



Montevideo, Uruguay

2011

PÁGINA DE APROBACIÓN

Dra. Alice Aletesor Hafliger. Departamento de Ecología. Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales. Facultad de Ciencias. Presidenta del tribunal.

Dr. Carlos Céspedes Payret. Unidad de Ciencias de la Epigénesis. Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales. Facultad de Ciencias. Vocal.

Dr. Marcel Achkar Borrás. Laboratorio de Desarrollo Sustentable y Gestión Ambiental del Territorio. Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales. Facultad de Ciencias. Vocal.

TUTORA: _____
Ing. Agr. PhD Amabelia Del Pino. Fertilidad de Suelos. Facultad de Agronomía

COTUTOR: _____
Ing. Agr. Daniel Panario. Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales. Facultad de Ciencias.

AGRADECIMIENTOS

A familiares y amigos que me apoyaron durante los años de estudio.

Para Antonio Vadell, Nelson Barlocco y los productores de cerdos... sin ellos esta tesis no hubiera sido posible.

En especial a mis tutores, Amabelia del Pino y Daniel Panario por su apoyo, estímulo, aportes, y dedicación, así como al resto de mis compañeros y profesores de la Maestría en Ciencias Ambientales.

A Bernardo Lladó por su ayuda en los muestreos y procesamiento de las muestras.

A Hugo Naya por su orientación en el trabajo y junto a José Piaggio facilitaron la realización de los análisis estadísticos, también a Mónica Barbazan y Marcel Achkar por sus aportes en el análisis espacial.

A los docentes de Fertilidad de suelos y quienes trabajan en el Laboratorio de Análisis de Suelos y Agua de la Facultad de Agronomía por su apoyo económico, logístico y de información, así como a la Facultad de Veterinaria y la CSIC que financio parte del trabajo a través del proyecto de Iniciación a la Investigación.

*...y al resto del pueblo uruguayo
por brindarme la posibilidad de estudiar,
y muy especialmente por tener y defender
a la Universidad de la República,
pública, gratuita y de calidad...*

espero este trabajo contribuya a su felicidad
y mejorar sus posibilidades.

RESUMEN

En años recientes se ha incrementado el interés y la producción ecológica de cerdos en sistemas al aire libre, considerados por varios autores como una alternativa a los grandes sistemas confinados, por ser respetuosos del comportamiento animal y ambientalmente amigables. Sin embargo, algunos grandes conflictos pueden aparecer en cómo y hasta qué grado los diferentes objetivos productivos y de manejo sostenible de los recursos se pueden combinar. Con el objetivo de estudiar impactos sobre el suelo del sistema de cría de cerdos a campo desarrollado en la Unidad de Producción de Cerdos (CRS, Facultad de Agronomía) luego de 12 años de instalado, se muestreó 6 parcelas de 1500 m² y un área testigo (sin cerdos). El suelo corresponde a un Brunosol y los animales se manejan en dichas parcelas con cargas promedio de 6 cerdas ha⁻¹ año⁻¹, con dieta a base de ración y acceso permanente a pasturas de alfalfa o mezcla de trébol rojo, blanco y achicoria, realizándose todas las etapas productivas en condiciones de campo.

En una primera etapa se determinó en el suelo de la zona testigo y en 6 parcelas (en grilla 5x5 m) resistencia a la penetración (RP) hasta los 46 cm de profundidad. Seguidamente se muestreó en 4 parcelas en la misma grilla en superficie (0-15 cm) para determinar carbono orgánico, fósforo Bray 1, N-NO₃, N-NH₄, pH, conductividad eléctrica (CE). Ésta información se utilizó para construir mapas de impactos e identificar límites relacionados a las zonas de manejo. La última etapa de muestreo abarcó la zona testigo y las 6 parcelas a dos profundidades 0-15 y 15-30 cm. Cada parcela se dividió en 3 zonas diferenciadas de manejo: (I) de servicio sin pastura implantada (incluye el bebedero, comederos y refugio); (II) de servicio con pastura implantada (eventualmente comederos y refugio); (III) con pastura implantada típicamente “de pastoreo” (75% del área). Se determinó RP, densidad aparente, carbono orgánico, carbono y fósforo en la fracción de la materia orgánica (MO) de 50-200 μm y 200-2000 μm, carbono en MO <50 μm (MONP), K, Na, Mg, Ca, Zn y Cu (Mechlich III), fósforo Bray 1 y en solución, N-NO₃, N-NH₄, pH, CE, respiración microbiana y nitrógeno potencialmente mineralizable.

El sistema produjo modificaciones importantes en propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, generando heterogeneidad espacial en zonas diferenciadas de manejo. La zona de servicio concentró los mayores impactos y la de pastoreo (75% del área) los menores. El sistema ocasionó compactación del suelo en toda el área, superando los 2 MPa

de RP solo en áreas muy reducidas de la zona I, que fue la más compactada. La MO se redujo en superficie de 4,7% en el suelo testigo a 3,9% en el suelo con cerdos, disminuyendo 17% en profundidad, explicado fundamentalmente por la disminución de MONP y sin diferencias significativas entre zonas de las parcelas. Se incrementó el contenido de P, NO₃ y K fundamentalmente en el área de servicio (llegando a 152 mg kg⁻¹ de P Bray y 3,66 mg kg⁻¹ de P en solución de la zona I), correlacionados en la zona I al aumento de CE sin llegar a valores problemáticos (541 μS cm⁻¹). El exceso de N fue escasamente acumulado en el suelo, incrementando el riesgo de contaminación de aguas. En la zona de pastoreo el pH disminuyó 0,4 unidades en relación al testigo (p<0,05), la cual no se diferenció significativamente con el área de servicio. Algunos impactos se extendieron en forma significativa (p<0,05) a la capa de 15-30 cm (RP, COS, P, NH₄ y CE). No se observó problemas de acumulación de metales pesados (Zn y Cu).

Los resultados sugieren que producir cerdos a campo puede ser una alternativa a sistemas confinados, pero es una actividad con potencial de generar problemas ambientales por inadecuadas prácticas de manejo.

Palabras claves: cerdos a campo, impactos ambientales compactación del suelo, metales pesados, nutrientes, materia orgánica particulada

TABLA DE CONTENIDO

| | |
|---|-------------|
| RESUMEN | IV |
| TABLA DE CUADROS | VIII |
| TABLA DE ILUSTRACIONES | IX |
| 1 INTRODUCCIÓN | 1 |
| 2 ANTECEDENTES | 4 |
| 2.1 <i>SISTEMAS DE PRODUCCIÓN DE CERDOS AL AIRE LIBRE EN EL MUNDO</i> | 4 |
| 2.2 <i>PRODUCCIÓN DE CERDOS A CAMPO EN URUGUAY</i> | 5 |
| 2.3 <i>PROBLEMAS OCASIONADOS POR LA PRODUCCIÓN DE CERDOS A CAMPO, EN EL AMBIENTE BIOFÍSICO DE EXPLOTACIONES PORCINAS</i> | 8 |
| 2.3.1 Efectos sobre nutrientes y características químicas del suelo..... | 9 |
| 2.3.1.1 Nitrógeno..... | 11 |
| 2.3.1.2 Fósforo..... | 15 |
| 2.3.1.3 Carbono..... | 17 |
| 2.3.1.4 Metales pesados..... | 18 |
| 2.3.1.5 Salinidad y Ph..... | 19 |
| 2.3.2 Deterioros en las propiedades físicas del suelo..... | 21 |
| 2.3.3 Cobertura vegetal..... | 23 |
| 2.3.4 Interacción raza-sistema..... | 25 |
| 2.4 <i>ALTERNATIVAS PLANTEADAS EN LA BIBLIOGRAFÍA PARA MINIMIZAR EFECTOS NEGATIVOS DE LA PRODUCCIÓN DE CERDOS A CAMPO</i> | 28 |
| 2.4.1 Elección del lugar de producción..... | 28 |
| 2.4.2 Razonable ajuste de carga..... | 29 |
| 2.4.3 Optimizar la estrategia de alimentación y adaptar la organización e instalaciones a utilizar. . | 31 |
| 2.4.4 Alternativas para mejorar la distribución de nutrientes y su utilización por las pasturas. | 34 |
| 2.4.5 Conservar pasturas..... | 36 |
| 2.4.6 Otras consideraciones..... | 39 |
| 3 PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN | 39 |
| 4 OBJETIVOS | 41 |
| 5 HIPÓTESIS | 42 |
| 6 MATERIALES Y MÉTODOS | 43 |
| 6.1 <i>ENTORNO EXPERIMENTAL</i> | 43 |
| 6.2 <i>SITIO MUESTRAL</i> | 45 |
| 6.3 <i>MUESTREOS</i> | 51 |

| | | |
|-----------|--|------------|
| 6.4 | ANÁLISIS | 53 |
| 7 | RESULTADO Y DISCUSIÓN..... | 56 |
| 7.1 | <i>DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE IMPACTOS (Muestras I y II).....</i> | <i>56</i> |
| 7.2 | <i>IMPLICANCIAS DEL MANEJO EN LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LOS EFECTOS SOBRE EL SUELO (MUESTREO III).....</i> | <i>62</i> |
| 7.2.1 | Compactación - densidad aparente y resistencia a la penetración. | 62 |
| 7.2.1.1 | Densidad aparente y resistencia a la penetración en superficie. | 64 |
| 7.2.1.2 | Factores que inciden en la compactación | 66 |
| 7.2.1.3 | Compactación en profundidad. | 74 |
| 7.2.1.4 | Conclusión compactación. | 75 |
| 7.2.2 | Carbono orgánico y fracciones de la materia orgánica. | 76 |
| 7.2.2.1 | Flujos de carbono del ecosistema..... | 78 |
| 7.2.2.2 | Materia orgánica particulada..... | 80 |
| 7.2.2.3 | Materia orgánica no particulada (MONP)..... | 84 |
| 7.2.2.4 | Efecto de la carga animal y su relación con la materia orgánica del suelo..... | 85 |
| 7.2.2.5 | Conclusiones de materia orgánica..... | 88 |
| 7.2.3 | Contenido de nutrientes en el suelo en las diferentes zonas. | 89 |
| 7.2.3.1 | Fósforo | 91 |
| 7.2.3.2 | Nitrógeno mineral (nitrato y amonio) | 96 |
| 7.2.3.3 | Bases totales (Na, K, Ca, Mg)..... | 99 |
| 7.2.3.4 | Metales pesados | 104 |
| 7.2.3.5 | Relación carga animal, rotación y contenido de nutrientes en el suelo. | 107 |
| 7.2.4 | Conductividad eléctrica y pH | 110 |
| 7.2.5 | Actividad biológica del suelo. | 113 |
| 7.2.5.1 | Incubación aeróbica del suelo. | 113 |
| 7.2.5.2 | Incubación anaeróbica del suelo, nitrógeno potencialmente mineralizable. | 115 |
| 8 | CONCLUSIONES | 117 |
| 9 | PERSPECTIVAS Y SUGERENCIAS..... | 119 |
| 9.1 | <i>MEDIDAS DE MANEJO SUGERIDAS PARA MITIGAR ASPECTOS NEGATIVOS DEL SISTEMA</i> | <i>119</i> |
| 9.2 | <i>IMPLICANCIAS PARA FUTUROS ANÁLISIS RELATIVOS AL SUELO.</i> | <i>124</i> |
| 10 | BIBLIOGRAFÍA. | 127 |

TABLA DE CUADROS

| | |
|---|-----|
| Tabla 1. Número de explotaciones y existencias, según tipo de alojamiento predominante | 5 |
| Tabla 2. Superficie dedicada a cerdos (ha), por tamaño productivo, según tipo de pastura | 6 |
| Tabla 3. Rotación agrícola 1997-2009 para las 6 parcelas experimentales..... | 46 |
| Tabla 4. Tamaño del lote y tiempo de ocupación de las parcelas, por categoría animal... | 48 |
| Tabla 5. Días de ocupación de las parcelas | 49 |
| Tabla 6. Carga según categoría (animales d ha ⁻¹ año ⁻¹), y carga total (t d ha ⁻¹ año ⁻¹), por parcela..... | 50 |
| Tabla 7. Contenido de COS, nutrientes, pH y CE para las cuatro parcelas (n = 240)..... | 58 |
| Tabla 8. Patrón de densidad aparente (g/cm ³) y resistencia a la penetración (kPa), por zona y profundidad..... | 62 |
| Tabla 9. Contenido de carbono orgánico del suelo, por zona y según la profundidad..... | 76 |
| Tabla 10. Contenido de nutrientes en el suelo (0-15 cm), por zonas. | 90 |
| Tabla 11. Coeficiente de variación para CE y los nutrientes en el suelo (%), por zona..... | 91 |
| Tabla 12. Fósforo Bray 1 y en solución (mg kg ⁻¹) según las zonas de las parcelas y testigo, en superficie y profundidad. | 92 |
| Tabla 13. Concentración de N-NO ₃ , N-NH ₄ y N mineral (mg kg ⁻¹), por zona y profundidad..... | 96 |
| Tabla 14. Bases totales, K, Na, Ca y Mg (meq/100 g) en superficie según zona..... | 99 |
| Tabla 15. Proporción y relación de bases por zona (%) | 103 |
| Tabla 16. Concentración de Zn y Cu extractable (mg kg ⁻¹) de 0-15 cm, por zona..... | 104 |
| Tabla 17. Valores promedios de conductividad eléctrica (μS cm ⁻¹) y pH, por zona, según profundidad del suelo. | 110 |
| Tabla 18. Valores de C producido por incubación aeróbica (RM) promedio diario de 46 días (mg kg ⁻¹ .día ⁻¹), y de nitrógeno potencialmente mineralizable (NPM) incubación anaeróbica por 14 días (N-NO ₃ en mg kg ⁻¹), por zona..... | 114 |

TABLA DE ILUSTRACIONES

| | |
|--|----|
| Figura 1. Precipitación mensual en INIA-Las Brujas (1972-2009) y el año de muestreo. | 44 |
| Figura 2. Temperatura medias mensuales INIA- Las Brujas (1972-2009). | 44 |
| Figura 3. Ubicación de las parcelas y área testigo. | 46 |
| Figura 4. Esquema de las zonas e infraestructura de las parcelas. | 47 |
| Figura 5. Carga animal (t d ha ⁻¹ año ⁻¹), por parcela, según categoría animal. | 50 |
| Figura 6. Esquema espacial de los muestreos. | 52 |
| Figura 7. Resistencia a la penetración (kPa) según profundidad, en el promedio de las seis parcelas de cada fila de la grilla (5 x 5 m). | 56 |
| Figura 8. Distribución espacial de la resistencia a la penetración (kPa), en las seis parcelas para diferentes profundidades. | 57 |
| Figura 9. Distribución espacial del COS (g kg ⁻¹), pH y P Bray (mg kg ⁻¹) en superficie (0-15 cm), en las cuatro parcelas. | 59 |
| Figura 10. Variación relativa en función de la distancia a la primera fila (100%), para COS (g kg ⁻¹), pH, CE (μS cm ⁻¹), P Bray, Nmin, N-NO ₃ y N-NH ₄ (mg kg ⁻¹). | 60 |
| Figura 11. Distribución especial de Nmin, N-NO ₃ y N-NH ₄ (mg kg ⁻¹) y CE (μS cm ⁻¹ extracto suelo:agua 1:2,5) en superficie (0-15 cm), en las cuatro parcelas. | 60 |
| Figura 12. Relación N-NO ₃ con Nmin (mg kg ⁻¹) y P Bray con N-NO ₃ (mg kg ⁻¹), todos los datos (n = 240). | 61 |
| Figura 13. Relación CE (extracto suelo agua 1:2,5) con P Bray y N-NO ₃ (mg kg ⁻¹), todos los datos (n = 240). | 61 |
| Figura 14. Diagrama de caja, densidad aparente (DA) y resistencia a la penetración (RP) en superficie, por zona. | 63 |
| Figura 15. Relación entre DA y RP en superficie para todos los datos (n = 24). | 64 |
| Figura 16. Relación entre la densidad aparente (DA) y resistencia a la penetración (RP) en superficie, para la zona testigo (izquierda) y la zona I (derecha). | 65 |
| Figura 17. Relación de la carga animal con resistencia a la penetración (RP) y densidad aparente (DA) en superficie, para la zona I (derecha) y la de pastoreo (izquierda). | 71 |
| Figura 18. Relación entre densidad aparente (DA) y carbono orgánico (COS) en superficie (0 a 15 cm) (n =24). | 73 |
| Figura 19. Resistencia a la penetración en el perfil del suelo, por zonas y área testigo. | 74 |
| Figura 20. Diagrama de cajas, Contenido de carbono orgánico del suelo, por sector y por profundidad. | 78 |

| | |
|--|-----|
| Figura 21. Relación entre el C-MONP y el COS en la capa superficial (n =24). | 80 |
| Figura 22. Distribución del carbono según las fracciones de la materia orgánica (g kg^{-1}), por zonas..... | 80 |
| Figura 23. Contenido de P (Bray) y relación C/P en MOP, por zona (0-15 cm). | 82 |
| Figura 24: Relación C-MOP 200 con N-NO_3 , P Bray, K y Zn (mg kg^{-1}) en la zona I. | 83 |
| Figura 25: Relación C-MONP con el contenido de Na y Ca (mg kg^{-1}). | 84 |
| Figura 26. Relación entre la carga animal y el COS, para la zona I y la de pastoreo. | 86 |
| Figura 27. Relación entre la carga animal y el C-MOP en la zona I de servicio (izquierda) y la zona de pastoreo (derecha). | 87 |
| Figura 28. Relación carga animal con C-MONP en la zona I de servicio (izquierda) y la zona de pastoreo (derecha). | 87 |
| Figura 29. Relación carga animal con P-MOP 200 en las 3 zonas de las parcelas. | 88 |
| Figura 30. Diagrama de cajas, fósforo según zona en superficie (0-15 cm) (izquierda) y profundidad (derecha)..... | 93 |
| Figura 31. Relación P Bray con Zn, K y NO_3 , en superficie de las parcelas con cerdos. .. | 94 |
| Figura 32. Relación entre P Bray y P en solución (mg kg^{-1}) en superficie (0-15 cm), en parcelas con cerdos (izquierda). Diagrama de cajas, P en solución (mg kg^{-1}) en superficie por zonas (derecha). | 95 |
| Figura 33. Diagrama de cajas, concentración de N-NO_3 y N-NH_4 (mg kg^{-1}), en superficie y por zona. | 97 |
| Figura 34. Diagrama de cajas, Na y K ($\text{meq}/100 \text{ g}$) en superficie por zona. | 100 |
| Figura 35. Relación entre el Ca y el pH para todos los datos (izquierda) y en la zona de pastoreo (derecha)..... | 102 |
| Figura 36. Relación entre la concentración de Ca (mg kg^{-1}) con C-MOP 200 y C-MONP (g kg^{-1}) para todos los datos..... | 103 |
| Figura 37. Relación del contenido de Zn con el de K, P Bray, N-NO_3 y CE en superficie (parcelas con cerdos) | 105 |
| Figura 38. Relación carga animal con K, NO_3 , Zn y P Bray (mg kg^{-1}) en la zona I. | 108 |
| Figura 39. Relación carga animal con P Bray, N-NO_3 , Zn y K (mg kg^{-1}) en la zona III. | 109 |
| Figura 40. Diagrama de cajas, pH en superficie por zona (izquierda), y CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$) en superficie por zona (derecha). | 111 |
| Figura 41. Evolución de C producido mediante incubación aeróbica..... | 114 |

1 INTRODUCCIÓN

La carne de cerdo es la principal fuente de proteína animal del mundo en producción y consumo por habitante (FAO, 2008). La producción de cerdos en confinamiento, a pesar de su gran tecnificación, es considerada por organismos de control ambiental de varios países, como una actividad potencialmente causante de degradación ambiental (Steinfeld *et al.*, 2006), planteándose como una alternativa de menor impacto ambiental la producción a campo (Rodríguez, 1993).

Los sistemas de producción de cerdos “a campo”, “en exterior” o “al aire libre” no son nuevos, los cerdos han permanecido al aire libre desde que fueron domesticados. En todo caso lo nuevo es el renovado interés en mantener los cerdos al aire libre desde ámbitos empresariales y académicos (Edwards, 2003), sistemas que habían sido dejados de lado por el foco exclusivo en los grandes sistemas en confinamiento total. Pero ¿a que nos referimos con cerdos al aire libre? Una definición en términos generales puede ser, “un sistema en el cual los animales permanecen al aire libre en algunas o en todas sus etapas de producción, en grandes extensiones de terreno con pasto o sin él, bajo el abrigo de cobertizos o pequeñas casas portátiles” (Vado 1995). Es diferente a la producción a “traspatio” o “en chiqueros” realizada por pequeños productores en todo el mundo, alimentados en base a residuos domésticos o de cosechas, que junto a la producción intensiva confinada en base a granos concentran el mayor porcentaje de la producción mundial. Para este trabajo preferimos el término utilizado en Uruguay de producción a campo, como sistemas que se desarrollan al aire libre sobre una extensión de campo, en la concepción general y amplia, utilizada por Vadell (1999).

Los motivos por los que se retoma el interés por sistemas a campo son variados según las regiones, en el caso de los países desarrollados, originalmente se planteaban bajar costos de instalaciones en relación a la producción intensiva, y más recientemente consideraciones de tipo ambiental, etológico (bienestar animal) y obtención de un producto diferenciado (Edwards, 2003). En el caso de los países Latinoamericanos, se le suman a los anteriores el interés por eliminar, en cierta medida, la dependencia sobre la producción intensiva de granos (Mora *et al.*, 2000) y lograr menor dependencia externa (González *et al.*, 2000).

Estos sistemas requieren menor demanda de capital que la producción intensiva de cerdos (Thornton, 1990; Edwards y Zanella, 1996; Santos, 2002), entre un 20 y un 25% del capital que se necesitaría para iniciar una unidad confinada de igual tamaño (Vado, 1995). Otros

autores además de resaltar los bajos costos de instalación remarcan su flexibilidad económico productiva (Dalla Costa *et al.*, 1995; Lopardo *et al.*, 2000; Campagna *et al.*, 2005) y bajo costo de producción (Galvão *et al.*, 2001).

En relación a la alimentación, en sistemas a campo se puede ofrecer ración (con amplia gama de niveles según los sistemas) y fuentes de alimentación no convencionales como los forrajes (Mora *et al.*, 2000). Santos (2002) afirma que los forrajes pueden ser usados para complementar la alimentación de los cerdos y las salidas de nitrógeno de los animales usadas para mantener la producción de forrajes o la producción alternativa de cultivos. Rodríguez y Preston (1997) señalan que la mayor limitante nutricional de estos alimentos es su contenido de fibra, pudiendo ocasionar una disminución de la digestibilidad, especialmente en animales monogástricos. Vadell *et al.* (1999) plantean que es posible sustituir hasta el 50% de la ración de las cerdas en gestación por el consumo de pastura sembradas, resultando en una economía de ración por ciclo reproductivo del orden del 23%, sin afectar la productividad de las cerdas.

Otro de los aspectos que justifican la producción de cerdos en exterior es la oportunidad de brindarles cierto “bienestar” animal (Eriksen y Kristensen, 2001; Johnson *et al.*, 2001; Edwards, 2003), relevante para algunos mercados donde los consumidores cuestionan la ética del trato a los animales confinados (Yang, 2007). Edwards (2005), señala que la producción de cerdo al aire libre aumenta la libertad animal y la diversidad ambiental, sin desconocer que impone desafíos para la bioseguridad, y la protección del medio ambiente. Guy *et al.* (2002) también señala beneficios en términos de salud animal, encontrando que cerdos en crecimiento criados al aire libre tuvieron menos problemas sanitarios que en confinamiento. El bienestar también se extiende a quienes trabajan directamente con los cerdos, un aspecto generalmente olvidado. Vadell (2005) plantea que las condiciones laborales generadas en el sistema a campo son consideradas más confortables que las correspondientes a las realizadas en los sistemas confinados, al no existir tareas de limpieza de las deyecciones ni olores nocivos y desagradables para la respiración. Los sistemas de confinamiento (y sus sistemas de tratamientos de efluentes) están asociados a problemas cada vez mayores sobre la salud humana, derivados de las emisiones gaseosas, diseminación de patógenos del estiércol, al uso de antibióticos que podría contribuir a la resistencia a los antibióticos de uso humano y aumentos de nitratos en fuentes de suministros de agua (Marks, 2001).

Los sistemas de cerdos en confinamiento son cuestionados por los altos niveles de concentración de excretas y contaminación ambiental (Pinheiro *et al.*, 2002; Steinfeld *et al.*,

2006; Yang, 2007). Si las deyecciones orgánicas de los cerdos fueran manejadas de forma de fertilizar directamente al suelo, los problemas de polución podrían ser superados (Pinheiro *et al.*, 2002). Asociado a las grandes granjas intensivas y más allá de la forma de distribución de efluentes en el suelo, los riesgos de contaminación ambiental por los sistemas de tratamiento de efluentes, queda de manifiesto periódicamente con el colapso de los mismos. A modo de ejemplo es significativo el caso de la rotura de varias lagunas anaeróbicas para tratamiento de efluentes en Carolina del Norte (USA) en 1995, durante episodios de tormentas tropicales. Esto motivó la promulgación de una ley en 1997, que impuso la moratoria de construcción de granjas de cerdos, y modificaciones en las normas de construcción (Nowlin y Boyd, 1997), sin embargo en 1999 con el huracán Floyd, nuevamente se rompieron lagunas generando amplios problemas ambientales, ejemplos como este se repiten en todas partes del mundo. En la producción a campo las excretas son depositadas directamente en el suelo, con lo cual se ofrece la posibilidad de reciclar nutrientes *in situ*, reduciendo la necesidad de utilizar fertilizantes químicos (Mora *et al.*, 2000). Los sistemas a campo con una adecuada carga son respetuosos del ambiente, escasamente contaminantes y rotando con otras producciones, permite aprovechar el aporte de nutrientes por la agricultura (Vadell, 2005).

Los cerdos criados al aire libre pueden ser apropiados si se los maneja correctamente, pero malos manejos (generalmente asociados a la carga animal) pueden tener peor desempeño y dañar el ambiente (Dichio y Campagna, 2007). Para los sistemas latinoamericanos Dalla Costa (1998) alertaba que algunas prácticas basadas en experiencias europeas se presentaban como inviables, llegando a producir en ocasiones problemas ambientales y sanitarios. Más allá de los posibles problemas, varios investigadores remarcan las bondades para el ambiente de los sistemas a campo en Latinoamérica (Mora *et al.*, 2000; Pinheiro *et al.*, 2002; González 2003; Vadell, 2005; Ly y Rico 2006, Brunori y Spiner, 2008); así como la necesidad de priorizar objetivos basados en la comprensión de la sociedad y necesidades de los productores, enfocados desde una perspectiva tanto local como global para que los sistemas de producción porcina sean sostenibles (Yang, 2007). En ese marco es necesario el desarrollo de investigación local para dilucidar las principales incógnitas del sistema de producción de cerdos a campo, entre las que se encuentran la dinámica de nutrientes en las praderas y su relación con esquemas de manejo, así como la búsqueda de parámetros que puedan ser utilizados para evaluarlos ambientalmente (Mora *et al.*, 2000).

2 ANTECEDENTES

2.1 SISTEMAS DE PRODUCCIÓN DE CERDOS AL AIRE LIBRE EN EL MUNDO.

En diferentes regiones se han desarrollado sistemas al aire libre con variantes, en cuanto a las etapas que se mantienen a campo, tipo de alimentación, genética, instalaciones y manejo. En general las etapas de reproducción y maternidad son mantenidas a campo y crecimiento y terminación en confinamiento, aunque hay variantes donde todas las etapas son a campo. Otras diferencias importantes se ven en la utilización o no de la cobertura vegetal como alimento de los cerdos, y en la pertenencia o no a un ciclo de producción combinado con agricultura para aprovechar los nutrientes aportados al suelo.

En el Reino Unido se originó el modelo llamado “Roadnight”, como una variante moderna de los sistemas extensivos tradicionales, manteniendo cerdos a campo en parcelas por un breve período, dentro de una rotación de cultivos. En Francia se desarrolló el “Plein air”, que al igual que el sistema anterior buscaba sustituir los enormes costos de instalaciones, por medio de parideras de campo de inferior valor que las maternidades de confinamiento (Berger, 1996). Este tipo de explotación, denominada en inglés “*outdoors*”, se ha incrementado considerablemente en muchos países, con un desarrollo muy marcado en Gran Bretaña, llegando a un 20% en la actualidad; igualmente se ha hecho popular en Francia, donde esta producción alcanza el 10% y en otros países, como Estados Unidos, Dinamarca, Suecia, Alemania, Portugal, Australia. En España donde la producción a campo era tradicional en la explotación del cerdo ibérico, pasó a realizarse también con otras razas y se lo denomina “camping” (Lagreca y Marotta, 2009).

Estos modelos se extendieron y adaptaron en varios países sudamericanos (Vadell, 1999), como el “sistema de cría al aire libre” (SISCAL) desarrollado por EMBRAPA Brasil (Dalla Costa *et al.*, 2002). En Latinoamérica se desarrollaron además sistemas con un fuerte componente forrajero. A modo de ejemplo el sistema cubano CIAL, que es acrónimo de “crías intensivas al aire libre”, implica un pastoreo rotacional en parcelas limitadas por cercas eléctricas, con forrajeras cultivadas expresamente, principalmente gramíneas y leguminosas (Ly y Rico, 2006), similar a los desarrollados en Argentina por el INTA y varias Universidades en torno al Grupo para la Investigación y el Desarrollo de Sistemas Porcinos a Campo (GIDESPORC) o el caso del sistema desarrollado en Uruguay por la Facultad de Agronomía en el Centro Regional Sur (CRS) (Vadell, 1999).

2.2 PRODUCCIÓN DE CERDOS A CAMPO EN URUGUAY.

La producción porcina es una actividad extendida en todo el país y está presente en una importante proporción de las explotaciones agropecuarias. La producción se concentra mayoritariamente en torno a los mercados consumidores (capitales departamentales y otros centros urbanos importantes). Según DIEA (2003), existía una importante proporción de establecimientos que destinan su producción al autoconsumo, pero el 32% de los productores desarrollaban la actividad con fines comerciales. Sólo para el 16% de los establecimientos productores de cerdos la actividad constituía la única fuente de ingresos (3027 predios). En la actividad predominan los pequeños productores, de las 18.923 explotaciones con cerdos, el 95,8% tienen menos de 50 cerdos y se dedican mayoritariamente a la cría.

El número de explotaciones con cerdos disminuyó marcadamente entre 1980 y 2000, pasando de 31.843 a 18.923 explotaciones. A pesar de ello, las existencias de cerdos totales en el año 2000 eran ligeramente superiores a las de 1980, aumentando el promedio a 16 animales por explotación. Estas tendencias se mantienen hasta la actualidad, estimándose que solo permanecen como producción comercial 2.808 explotaciones (DIEA, 2007), entre las cuales la minoría produce en confinamiento y concentra el mayor porcentaje de animales (Tabla 1).

Tabla 1. Número de explotaciones y existencias que involucran, según tipo de alojamiento predominante

| Tipo de alojamiento | Explotaciones | | Existencias | | Cerdos por explotación |
|---------------------|---------------|-----|-------------|-----|------------------------|
| | Número | % | Número | % | |
| Total | 2.808 | 100 | 195.831 | 100 | 70 |
| Confinado | 191 | 7 | 75.701 | 39 | 397 |
| Confinado c/acceso | 822 | 29 | 22.098 | 11 | 27 |
| Campo | 1.224 | 44 | 34.429 | 18 | 28 |
| Combinado | 571 | 20 | 63.603 | 32 | 111 |

Fuente: MGAP – DIEA 2007.

En Uruguay los forrajes son parte importante de la dieta de los cerdos, especialmente como alimentos de carácter secundario. La superficie de campo destinada al pastoreo o alojamiento de cerdos en los predios comerciales fue estimada en 10.838 ha. (Tabla 2), de las cuales 8.402 están ubicadas en explotaciones orientadas a la cría. El 63% de dicha superficie se encuentra cubierta por campo natural, las praderas artificiales ocupan casi el 32% del área total de pasturas. La proporción de praderas es considerablemente mayor entre las explotaciones de ciclo completo, en las que ocupan casi el 63% de la superficie (DIEA, 2007).

Tabla 2. Superficie dedicada a cerdos (ha), por tamaño productivo, según tipo de pastura.

| Tipo de pastura | Superficie | | Tamaño productivo (N° animales) | | | | | |
|-----------------|------------|-----|---------------------------------|-----|----------|-----|-------|-----|
| | Total (ha) | % | < 50 | % | 50 a 499 | % | > 500 | % |
| Total | 10.838 | 100 | 8.323 | 100 | 2.414 | 100 | 101 | 100 |
| Campo natural | 6.884 | 63 | 5.974 | 72 | 841 | 35 | 69 | 68 |
| Praderas | 3.448 | 32 | 2.158 | 26 | 1.270 | 53 | 20 | 20 |
| Varios | 506 | 5 | 191 | 2 | 303 | 13 | 12 | 12 |

Fuente: MGAP – DIEA 2007.

La problemática del manejo y conservación de los recursos no parece ser un problema prioritario desde el punto de vista de los productores. En la encuesta porcina (DIEA, 2007) los principales problemas que mencionan los productores son de índole económica y comercial. Le siguen en orden de importancia las limitaciones de infraestructura y las carencias en materia de recursos humanos. El problema económico mencionado con mayor frecuencia es el alto costo de algunos insumos, especialmente ración y granos. Los principales problemas comerciales son, en algunos casos, el bajo precio del producto final y en otros la inseguridad de colocación del producto. El uso de sistemas de producción a campo sobre la base de pasturas, mantiene vigente la necesidad de contar con animales, que siendo monogástricos, poseen una gran adaptación al ambiente pastoril y cierta rusticidad (Ponzoni, 1992; Vadell y Barlocco, 1997).

A nivel nacional coexisten varios sistemas de producción con diferente incorporación de tecnología, los basados en bajos costos de instalaciones y alimentación (utilizando pasturas y/o subproductos) han demostrado una mayor permanencia en el tiempo (Ruiz y Capra, 1993; Barlocco *et al.*, 1998). Durante muchos años, en Uruguay se conocían los avances tecnológicos de la producción porcina, a medida que llegaba la información de los países desarrollados del Hemisferio Norte, dando paso a su aplicación. Este proceso se veía como “normal” ya que era en esos países ricos donde se desarrollaba el conocimiento. Pero la aplicación de esos conocimientos y su tecnología, muy pocas veces dejaba los resultados esperados. En las últimas décadas la brecha entre los paquetes de producción procedentes del extranjero y las posibilidades de su aplicación a nivel nacional, se distanciaron de tal manera que generaron una fuerte crisis. Las formas “modernas” de producción exigían escalas mayores, desbordaban de insumos de alto costo para nuestros productores y no consideraban los recursos existentes en nuestro país, los cuales históricamente se usaron en el sector porcino. Unos pocos establecimientos de gran tamaño, logran aplicar el paquete tecnológico,

no sin antes recurrir a distintos subsidios del Estado como forma de mantener su funcionamiento (Vadell, 2005).

Ese apoyo a las grandes empresas, unido a la incorporación de tecnología importada, se materializó en criaderos de confinamiento total, alimentados con raciones balanceadas, con todo lo que implica (genética, instalaciones, etc.), y por otro lado un abandono del resto del sector (la gran mayoría) por parte del Estado. Estos procesos continuaron agrandando la brecha entre grandes empresas con rodeos numerosos y los pequeños productores, con diferentes sistemas productivos. Hay presiones para que los productores adopten este paquete o parte del mismo, “olvidando”, que las condiciones socioeconómicas y tecnológicas de la mayoría de los países del tercer mundo, no permiten el desarrollo de una producción animal que sea creciente y sostenible, si se siguen los parámetros impuestos por los modelos productivos transferidos de países desarrollados (Cuellar, 1997).

Las innovaciones tecnológicas, pueden traer crecimientos o mayores despliegues de algunos sectores, y por lo tanto es común remarcar el avance de las fuerzas productivas que se logran con su utilización. Pero cuando se hace referencia a estos avances, últimamente se “olvidan” que el concepto de modo de producción resulta de la expresión combinada de las fuerzas productivas y las relaciones sociales de producción; cayéndose en una desviación conceptual importante ya que ambos tienen una relación dialéctica. Por lo que no hay que dejar de lado ni las consecuencias económicas, ni sociales de las tecnologías que se aplican, y estudiar modelos o sistemas que consoliden el trabajo nacional (Quartino *et al.*, 1992).

Es a partir de reconocer la grave situación del sector, que a fines de siglo pasado comienza la discusión entre productores y técnicos, buscando alternativas a los sistemas de confinamiento (Vadell, 2005). Por ello el sistema de producción a campo y los cerdos criollos Pampas están siendo estudiados por la Facultad de Agronomía en Rocha desde 1993 (Urioste *et al.*, 2002), en convenio con la Sociedad de Criadores de Cerdos Pampas Rocha (SCCPR) en el Centro Regional Sur (CRS) de la Facultad de Agronomía, desde el año 1996, en conjunto con Facultad de Veterinaria con la conformación del GIEEPP (Grupo Interdisciplinario de Estudio y Extensión en Producción Porcina) desde el año 1997 y en conjunto con empresas e instituciones vinculadas al sector.

Si bien en Uruguay no hay ninguna línea de trabajo que trate específicamente sobre la temática ambiental relacionada a la producción de cerdos, existen algunos trabajos puntuales.

Entre los escasos antecedentes encontramos el trabajo de Moreira *et al.* (2007) y el de Oyhançabal (2010). El primero, aplicó un Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental de Actividades Rurales (EIAR) desarrollado en Brasil, en el cual los resultados preliminares del componente suelos luego de 10 años de actividad ininterrumpida, mostraron aumento en el contenido de materia orgánica y fósforo en las zonas de pastoreo, encontrándose según los autores en un valor próximo a la sustentabilidad, debido a prácticas conservacionistas asociadas al uso y manejo de este recurso natural. El segundo, mediante un análisis relativo y horizontal de predios del sur de Uruguay, realizó una propuesta metodológica específica para evaluar la sustentabilidad de la producción familiar de cerdos a campo, y obtener líneas de interpretación de sustentabilidad. El trabajo más allá de identificar aspectos económicos y sociales como centrales, identificó en todos los predios escenarios de alto riesgo de contaminación de aguas profundas y superficiales, y de alteración de las propiedades físico-químicas del suelo. El abordaje de los impactos ambientales y sustentabilidad son materias de estudio pendientes para los equipos que están trabajando sobre el tema cerdos a campo en Latinoamérica y particularmente en Uruguay.

2.3 PROBLEMAS OCASIONADOS POR LA PRODUCCIÓN DE CERDOS A CAMPO, EN EL AMBIENTE BIOFÍSICO DE EXPLOTACIONES PORCINAS.

A efectos de comprender y ubicar correctamente el nivel de estudio, es necesario distinguir entre las causas estructurales y las causas inmediatas de los problemas ambientales (Goldblatt, 1988, citado por Foladori, 2005). Las causas estructurales en el sistema capitalista están en sus propias relaciones de producción, que obligan al empresario, por razón de la competencia, a utilizar para beneficio privado los bienes públicos o colectivos (Foladori, 2005). Las causas inmediatas de los impactos ambientales de la producción de cerdos a campo, tanto en intensidad como en extensión, dependen primariamente de la intensidad de la producción y por lo tanto del manejo como las excesivas cargas animales, el tipo y nivel de alimentación, las localizaciones permanentes y/o inadecuadas ubicaciones (Quintern, 2005).

En términos generales los problemas en el ambiente biofísico se derivan de la diferencia entre los ritmos naturales y los ritmos de producción humana (Foladori *et al.*, 2005). En este sentido, la carrera en la búsqueda de una productividad cada vez mayor conducirá al aumento incontrolado de insumos y sobreexplotación de recursos, y problemas en el manejo de los residuos y efluentes, aparejando además la consiguiente pérdida de rentabilidad (Vadell,

2005). Si bien esto cuestiona especialmente a los grandes sistemas de producción de cerdos confinados, los sistemas a campo también pueden generar problemas.

Los aspectos de posibles riesgos ecológicos más estudiados de la producción de cerdos a campo, son la acumulación de nutrientes en el suelo y la contaminación de aguas producto de la lixiviación y/o escurrimiento superficial, vinculados generalmente con altas entradas de nutrientes y la heterogeneidad en su distribución (Worthington y Danks, 1992; Menzi *et al.*, 1998; Edwards, 1998; Watson *et al.*, 2003; Eriksen *et al.*, 2006b; Quintern y Sundrum, 2006). También se mencionan problemas de degradación física del suelo (Zihlmann *et al.*, 1997; Quintern y Sundrum, 2006), deterioro de la cobertura vegetal (Kelly *et al.*, 2002; Rachuonyo *et al.*, 2005; van der Mheen y Spoolder, 2005; Eriksen *et al.*, 2006a) y contaminación del aire (Petersen *et al.*, 2001; Eriksen *et al.*, 2002) entre otros riesgos. Es de resaltar que la mayoría de los trabajos de investigación estudian efectos en el corto plazo.

2.3.1 Efectos sobre nutrientes y características químicas del suelo.

En áreas de producción de cerdos a campo, puede haber un incremento en el nivel de nutrientes en el suelo, por incremento relativo en las entradas y cambios en los ciclos de los mismos. La cantidad de nutrientes que entran al suelo por hectárea varía considerablemente entre sistemas, dependiendo principalmente de la densidad animal y la permanencia de los mismos en una misma superficie (Menzi *et al.*, 1998).

Los nutrientes estudiados con mayor impacto sobre el suelo y el agua, aportados por los cerdos, han sido el N y P. Varios de los trabajos identifican posibles problemas de contaminación, en base los mismos es que varios países y organizaciones han reglamentado la producción de cerdos estableciendo límites a la entrada de nutrientes al suelo. A modo de ejemplo, para evitar perjuicios al medio ambiente y, en particular, a los recursos naturales como el suelo y la contaminación de las aguas producida por los compuestos nitrogenados, la reglamentación europea para la producción ecológica fijó un total de deyecciones a aplicar en la granja, inferior a $170 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de N. Esto representa para las diferentes categorías animales, cargas máximas (animales $\text{ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) de 74 lechones, 6,5 cerdas o 14 cerdos en terminación (CE, 1999). En Suecia la cantidad de deyecciones ha aplicar y la carga animal está reglamentada a nivel nacional en base al P (22 kg ha^{-1}), correspondiendo a alrededor de 31 cerdos de engorde $\text{ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ o 2,2 cerdas de cría $\text{ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Rydberg, 2001; Salomon *et al.*,

2007). En Alemania la asociación nacional de productores orgánicos limita a $112 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de N y un máximo de P de $43 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Quintern y Sundrum, 2006).

Los factores ecológicos de mayor relevancia en los estudios han sido las fuentes de nutrientes, la forma y distribución de los mismos en el espacio y el tiempo. Parece haber un acuerdo generalizado en el tipo de fuente, la forma en la que se encuentran y los flujos de los nutrientes, acuerdo que deja de ser tal al momento de cuantificarlos y ubicarlos en el espacio y el tiempo. Los principales factores estudiados que inciden en esas diferencias son: diferentes suelos (Salomon *et al.*, 2007), variaciones climáticas (Eriksen *et al.*, 2002), carga animal (Menzi *et al.*, 1998), categoría animal (Eriksen *et al.*, 2006), nivel y tipo de ración (Watson *et al.*, 2003), pastura utilizada, tamaño y forma de los piquetes, (Galvão *et al.*, 1998b), movilidad del sistema (Benfalk *et al.*, 2005) y el tiempo de ocupación (Eriksen *et al.*, 2006).

La mayoría de los autores encuentra en la distribución de las deyecciones una de las principales causas de la heterogénea distribución de nutrientes (Eriksen y Kristensen, 2001; Watson *et al.*, 2003; Benfalk *et al.*, 2005). Aún con moderadas densidades animales, el comportamiento de los cerdos en cuanto a la distribución de sus excreciones produce “hot spots” en cuanto a la alta acumulación de nutrientes en las parcelas. Particularmente los sistemas de engorde de cerdos a campo superaron considerablemente las necesidades de nutrientes de los cultivos (Zihlmann *et al.*, 1997). A este respecto Menzi *et al.* (1998), sugieren que si bien los “hot spots” pueden ser áreas pequeñas, no deben subestimarse sus impactos. La naturaleza de la distribución espacial de nutrientes observada en la producción de cerdos al aire libre tiene importantes consecuencias para la construcción e interpretación de los balances de nutrientes y debe ser considerado en el diseño de muestreos para el análisis del suelo (Watson *et al.*, 2003).

Hay acuerdo generalizado al respecto de la heterogeneidad en la distribución de las deyecciones, en que estas son influenciados por el manejo y en que las zonas de menores concentraciones de deyecciones son las zonas de pastoreo, más alejadas de las instalaciones y de otros animales. El acuerdo deja de ser tal, a la hora de determinar donde se concentran las mayores cantidades de deyecciones. Varios autores plantean que los cerdos evitan defecar en torno a comederos y las áreas de descanso (Benfalk *et al.*, 2005), en tanto otros le agregan además los bebedores (Olsen *et al.* 2001, Stolba y Wood-Gush 1989, Baxter 1982, citados por Benfalk *et al.*, 2005). Sin embargo otros plantean que los cerdos mantienen las áreas de descanso secas y limpias de heces y orina, pero en las cercanías de las mismas es donde se

concentra la orina (Ingold y Kunz, 1997, citado por Quintern, 2005). En el mismo sentido Benfalk *et al.* (2005) y Salomon *et al.* (2007) observaron en sistemas móviles que los “hot spot” en relación a la deposición de las deyecciones ocurrían en cercanía de refugios, comederos y bebederos. Kelly *et al.*, 2002 también observaron mayor frecuencia de orina en las áreas de bebederos, pero la menor frecuencia de deyecciones en el área de refugios.

Además de la cercanía o no a las instalaciones, algunos autores han sugerido motivaciones de territorialidad, ya que los cerdos prefieren realizar excreciones sobre los bordes de las parcelas (Watson *et al.*, 2003), especialmente los que están en contacto con otros cerdos y lejos de los refugios (Kelly *et al.*, 2002). Estos comportamientos de territorialidad dependen de las categorías animales, cargas, forma y tamaño de parcelas. En condiciones seminaturales defecan en la mañana entre 5 a 15 m del lugar donde duermen (Stolba y Wood-Gush, 1984, citados por Watson *et al.*, 2003). Por otro lado Stern y Andersen (2003) plantean que con pastoreo rotativo, las excreciones fueron más frecuentes en las zonas recién asignadas al pastoreo, seguido por el área de refugios y bebedero.

Las distintas zonas también se diferencian en la proporción de heces y orina que reciben (Kelly *et al.*, 2002; Watson *et al.*, 2003; Benfalk *et al.*, 2005). La orina está más asociada a las entradas de N y las heces al P (Watson *et al.*, 2003). Al mismo tiempo el tipo de dieta puede modificar la partición del nitrógeno excretado entre heces y orina (Canh *et al.*, 1997). La no homogénea distribución de nutrientes además de estar relacionada con la distribución de heces y orina, está muy influenciada por las pérdidas de ración de los comederos y el hozado (Quintern y Sundrum, 2006; Salomon *et al.*, 2007).

2.3.1.1 Nitrógeno.

Las principales entradas de N al sistema suelo-planta, por los cerdos a campo, son a través de la orina, heces y por pérdida de ración (Quintern, 2005). Las mismas pueden ser muy considerables, Eriksen *et al.* (2002) estimaron para cerdas lactantes, ingresos de N en la ración de 880 kg ha⁻¹ de N en solo seis meses, durante ese período las entradas de N superaron a las salidas en lechones en 490 kg ha⁻¹. Worthington y Danks (1992) estimaron un ingreso anual de N en la ración de 625 kg ha⁻¹ de N para cargas de 14 cerdas/ha. El nitrógeno exportado en carne de cerdo fue de 119 kg ha⁻¹ de N, dejando un superávit de 506 kg ha⁻¹ de N. Gustafson (2000) plantea que aún con cargas bajas (2,5 cerdas ha⁻¹ año⁻¹), las entradas de N en la ración

son de todas formas considerables (172 kg ha^{-1}). El nitrógeno exportado en carne de cerdo fue 36% del consumido, dejando 110 kg ha^{-1} de superávit.

A las entradas anteriores se suman las deposiciones atmosféricas, fertilización nitrogenada y la fijación biológica de nitrógeno (FBN) que en algunos sistemas pueden ser entradas muy importantes. Experimentos controlados indican que la fijación de N_2 potencial es de unos 200 a $400 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para una amplia variedad de leguminosas. Sin embargo, los estudios en predios de agricultores indican que la FBN es normalmente muy inferior a su potencial (c. $20 - 200 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) debido a las limitaciones nutricionales, la sequía, las plagas o enfermedades, limitaciones comunes en sistemas pastoriles (Ledgard, 2001)

En las deyecciones de los cerdos la mayor parte del N está presente en forma de urea en la orina. El N de las heces comprende N indigestible de la dieta, N endógeno y N microbiano. Esta fuente de N es mineralizada más lentamente, tiene menor riesgo de lixiviación y eventualmente podría ser usada por los cultivos siguientes. El N proveniente de las pérdidas de concentrado en los comederos, se concentra en sus inmediaciones, siendo la mayor parte N orgánico. Presenta un gran riesgo de desnitrificación cuando los comederos no son movidos y el suelo se compacta alrededor de ellos (Quintern, 2005). Relacionado con los factores anteriores, cuando se utilizaron dietas con mayor cantidad de concentrado, con elevado contenido de N y sin peleteado o de tamaño chico, se incrementan las cantidades de N y P perdidas al ambiente (Quintern y Sundrum, 2006).

Williams *et al.* (2000) plantean que los grandes excedentes de N generados en la producción de cerdos a campo, pueden hacer una contribución de N a los cultivos siguientes, pero también aumentar considerablemente las pérdidas al ambiente. Una vez en el suelo el N proveniente de las heces y orina de los cerdos puede seguir diferentes vías. El N que entra vía urea es rápidamente hidrolizado, transformándose en amonio, pudiendo perderse por volatilización o ser absorbido por las plantas. Dado que se trata de grandes concentraciones, este N puede exceder las necesidades de los cultivos. El amonio remanente puede nitrificarse, con pérdidas de óxido nitroso durante el proceso, y el nitrato acumulado también puede ser posteriormente desnitrificado, perdiéndose como óxido nitroso o N molecular. La pérdida de nitrato del suelo de praderas, es un proceso controlado por varios factores, incluidos el clima, propiedades del suelo, prácticas de manejo agrícola, y la presencia de animales pastando (Burt *et al.* 1993, Canter 1997, citados por Scherer-Lorenzen *et al.*, 2003). La lixiviación de nitrato es alta en suelos livianos y con altas precipitaciones, especialmente en invierno. Williams *et*

al. (2000), encontraron menores pérdidas por lixiviación a cargas animales menores y con mayor cobertura vegetal. La mayoría de los trabajos considera la pérdida por lixiviación como la más importante, principalmente en situaciones de baja cobertura vegetal (Williams *et al.*, 2005; Eriksen *et al.*, 2006b); llegando en algunos sistemas a concentraciones de N mineral en las aguas de lixiviado superior al máximo recomendado para las aguas de abastecimiento público, influenciando negativamente la calidad de las aguas subterráneas (Horta, 2007). Por otro lado el proceso de nitrificación puede contribuir a la acidificación del suelo (Jongbloed *et al.*, 1999), y el incremento del pH favorece la volatilización de N (Quintern, 2005). La volatilización de amonio de los parches de orina puede ser parte muy significativa de las pérdidas de N (Sommer *et al.*, 2001). La misma depende de la temperatura, el contenido de materia orgánica, pH y el movimiento de aire, entre otros factores. Otra forma de pérdida de N es la desnitrificación (N_2 y N_2O) por la acción de bacterias desnitrificantes, las cuales requieren condiciones de ausencia de oxígeno, presencia de C metabolizable y NO_3 (Petersen *et al.*, 2001). El volumen de orina y su contenido de nitrógeno tienen gran influencia en la volatilización de amonio y pérdida de N_2O (Williams *et al.*, 2000). Estos autores con 25 cerdas gestantes/ha sobre rastrojos, encontraron que las mayores pérdidas gaseosas fueron de amonio ($100,72 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de $N-NH_3$) y que en los parches de orina se emite la mayor cantidad del óxido nítrico. El efecto de la producción de N_2O en el medio ambiente, como gas de efecto invernadero, es más importante que la pérdida cuantitativa de N. Con cerdas lactantes sobre praderas en base a trébol-gramínea, Sommer *et al.* (2001) encontraron pérdidas por volatilización algo superiores ($4,8 \text{ kg cerda}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de $N-NH_3$). Eriksen *et al.* (2002) estimaron que de la totalidad de N que entra en la ración en parcelas con cerdas lactantes, el 44% se podría ir en la carne de lechones, del 16 a 35% como lixiviación de nitrato, el 13 % por volatilización de amonio y el 8 % perdido por desnitrificación.

La relevancia ecológica de las entradas y salidas no sólo está dada por la cantidad o forma, también por su distribución en el terreno. Eriksen y Kristensen (2001) encontraron aumentos de N inorgánico en forma decreciente desde los comederos hasta los 30 a 40 m. Salomon *et al.* (2007) describen grandes diferencias en distribución de nutrientes comparando un sistema de engorde fijo y uno móvil durante dos años. Al final del período en el sistema fijo, una baja proporción de nutrientes (7%) se concentró en el área de pastoreo (45% del área total), mientras que en las zonas preferidas de excreción la concentración de N mineral (0-90 cm de profundidad) fue alrededor de ocho veces superior que en otras áreas. En tanto en el sistema móvil, la menor proporción de nutrientes (5%) se concentró en área de pastoreo (76% del área

total). El N mineral se concentró tres veces más en las zonas de excreción preferidas. Concluyendo que ninguno de los dos sistemas estudiados logró evitar el exceso de cargas puntuales, Stauffer *et al.* (1999) citados por Quintern (2005) encontraron que el potencial de lixiviación es 20 veces mayor frente a los refugios que en la mayor parte del área de pastura. Petersen *et al.* (2001) encontraron las mayores pérdidas por desnitrificación en las cercanías de comederos, asociado a la pérdida de ración, suelo más compactado, mayor concentración de C orgánico disuelto y de nitrato. Sommer *et al.* (2001) encontraron que la volatilización de amonio tuvo gran variabilidad espacial, fue mayor cerca de la zona de comederos y refugios, donde los cerdos tienden a orinar más, a 40 metros de los comederos prácticamente no encontraron pérdidas.

En relación a la dimensión temporal, Eriksen (2001) encontró que la lixiviación de nitrato fue baja en el año de pastoreo con cerdos, pero las pérdidas fueron considerables en el otoño e invierno siguiente de retirados los animales. La combinación de suelos arenosos con precipitaciones altas en invierno, conducen a grandes pérdidas del exceso de N por lixiviación especialmente cerca de los comederos. Aún con las grandes cantidades de N perdidas al ambiente al año siguiente, la zona de servicio presentaba mayores cantidades de nitrato (Eriksen y Kristensen, 2001). Benfalk *et al.* (2005) también reportaron las mayores pérdidas de nitratos durante otoño e invierno en sistemas de cerdos a campo con limitado crecimiento vegetal. Williams *et al.* (2005) comparando sistemas a campo contrastantes encontraron en todos los casos que luego de retirados los animales (en primavera) en el invierno siguiente se pierde la mayor parte del N acumulado, sin beneficios residuales para el siguiente cultivo. Petersen *et al.* (2001) y Eriksen *et al.* (2002) también describen variaciones temporales para la desnitrificación y la volatilización de amonio.

Así como el retorno de los nutrientes por las excretas, los disturbios físicos del suelo provocados por el pisoteo, pueden tener gran influencia en los flujos de nitrógeno en las pasturas pastoreadas (Šimek *et al.*, 2006). En pasturas con cerdos se agrega el efecto del hozado, generando remoción, deterioro de estructura del suelo y alterando la mineralización de la materia orgánica del suelo. Estas áreas son generalmente pequeñas e irregularmente distribuidas (Menzi *et al.*, 1998). La localización de las mismas depende del comportamiento animal, del tipo de suelo, el tipo de forraje y la forma de la parcela. En estas áreas dependiendo de las condiciones de suelo, cultivo y climáticas, el riesgo de lixiviación es superior a las áreas circundantes (Quintern y Sundrum, 2006).

2.3.1.2 Fósforo.

Si bien el exceso de P en el suelo no es usualmente un problema agronómico, si alcanza cuerpos de agua, incrementaría el riesgo de eutrofización (Carpenter *et al.* 1998, citados por Elliot *et al.*, 2005; Koopmans *et al.*, 2007). El P se mueve de los campos agrícolas en forma disuelta o adherido a las partículas sólidas, esta última forma predomina en la mayoría de las situaciones. Sin embargo el P disuelto en agua de escurrimiento superficial de áreas con producción intensiva, particularmente con historia de aplicación de estiércol, puede exceder niveles críticos y generar eutrofización en aguas superficiales (McDowell y Sharpley, 2001, citados por Elliot *et al.*, 2005). La concentración de P reactivo disuelto en el agua de escorrentía, tiene alta correlación con la cantidad de P soluble en el estiércol aplicado, sugiriendo el uso de la concentración de P soluble en el estiércol como indicador del riesgo de lavado de P (Sharpley y Moyer, 2000). Hanrahan *et al.*, 2009 encontraron que el P total en el agua de escorrentía dos días después de la aplicación de estiércol vacuno, fue mayor cuando provino de dietas con suplemento de P en formas inorgánicas, seguido de las dietas suplementadas con fuentes orgánicas, comparadas con las menores concentraciones producidas de las dietas sin suplemento de P.

El trabajo de Koopmans *et al.* (2007) con aplicación de grandes cantidades de estiércol, encontró que luego de 11 años de aplicación, aumento de P en la capa de 40 a 50 cm, indicando también un fuerte movimiento descendente de este nutriente. Plantean que en determinados suelos la lixiviación de P inorgánico debe ser considerada para la evaluación y la futura gestión de los riesgos a largo plazo de la pérdida de P de los suelos que reciben grandes cantidades de estiércol.

La cantidad de P que ingresa al suelo además de estar relacionado a la carga animal, se relaciona a la eficiencia de utilización del P de la ración por los cerdos. Eriksen *et al.* (2006b) con cerdos en engorde, encontraron menor eficiencia de utilización, en las situaciones climáticas de invierno y verano, y cuando los engordes fueron realizados con ración *ad libitum*, comparado con el uso de dietas restringidas. Además las distintas fuentes de alimentos para cerdos contienen formas diferentes de P, alterando el tipo y la solubilidad del P en las excretas (Leytem y Thacker, 2010) y por lo tanto las posibilidades de movimiento sobre y en el suelo. Estos autores concluyen según sus resultados que la mayor parte del P en las heces de los cerdos (alimentados con dietas a base de granos de cereales) está presente en

forma de fosfato y una relativamente pequeña cantidad como fitatos, a excepción de las dietas a base de maíz donde los fitatos en heces superan el 45%.

A diferencia del N considerado problemático, hay diferentes visiones relativo al problema ambiental que significa la acumulación del P por los cerdos a campo. Watson *et al.* (2003), encontraron que 15 meses de pastoreo con cerdas gestantes fue suficiente para saturar el perfil del suelo con P en las áreas preferidas para la excreción y producir áreas que representan un riesgo ambiental significativo. En el mismo sentido Rachuonyo y McGlone (2007) encontraron más P en la zona cercana a los comederos, concentraciones significativamente superiores al resto de las zonas. Eriksen y Kristensen (2001), encontraron correlación del P extractable con la distancia a los comederos y además efecto significativo correlacionado a la distancia de los refugios aumentando al acercarse a los mismos luego de varios meses con cerdos en pastoreo, pero al año siguiente (de octubre a marzo sin cerdos) solo se mantuvo el efecto de cercanía a los comederos. Salomon *et al.* (2007) en un estudio de dos años en un sistema fijo sobre suelo arenoso, reportaron aumento en la concentración de P asimilable (de 0 a 30 cm) en áreas preferidas para las deyecciones, de 241 mg kg⁻¹ en el primer año a 500 mg kg⁻¹ en el segundo. En tanto que en las áreas menos preferidas para las deyecciones la concentración de P extractable fue menor, 47 y 103 mg kg⁻¹, para el primer y segundo año respectivamente. En los mismos años pero en un sistema móvil sobre suelo arcilloso, no observaron diferencias claras en las concentraciones de P entre las zonas. Horta *et al.* (2008), concluyeron el sistema de cerdos al aire libre (9 animales/ha) era una fuente de polución difusa en P, incrementando el P asimilable, P inorgánico y P orgánico en el suelo, relacionado con la pendiente, carga animal y cercanía a las instalaciones. El contenido de P total en agua de drenaje en esas condiciones era mayor a 0,1 mg L⁻¹, valor ambientalmente considerado como límite en aguas de drenaje para evitar la eutrofización del agua superficial.

Los ensayos de muy corto plazo, como los de Eriksen *et al.* (2006b) con cerdos por un período de engorde en un sistema que mueven instalaciones cada 4 semanas, sobre suelo arenoso, no encontraron aumento importante de P extractable, comparadas con el testigo (sin cerdos). En el mismo sentido Quintern y Sundrum (2006), con cerdos en engorde a bajas cargas anuales (entre 6 y 10 cerdos en engorde ha⁻¹ año⁻¹, pero altas cargas instantáneas de entre 50 y 70 cerdos/ha) durante un período de engorde, tampoco encontraron diferencias en el P disponible entre el área de pastoreo y el control, tanto cuando se realizó engorde con

refugios y comederos fijos como cuando estos fueron movidos regularmente; se observaron un pequeño aumento entorno a los comederos y refugios cuando fueron fijos.

2.3.1.3 Carbono.

Al igual que con el P, el efecto de los cerdos sobre el carbono del suelo, es más notorio e importante, cuando los trabajos son de más largo plazo. Dambreville *et al.* (2006) en un estudio con purines de cerdos aplicados durante 9 años, encontraron incremento en la biomasa microbiana y aumento de 6,5% en el carbono orgánico total. Andriulo *et al.* (2003) cuantificaron el impacto de un sistema de engorde vacuno a corral con once años de antigüedad y sus resultados revelaron acumulación significativa de materia orgánica en el suelo.

En trabajos con cerdos a campo, encontramos muy pocos antecedentes. En el trabajo de Moreira *et al.* (2007) realizado en el CRS (al igual que la presente tesis, pero sobre diferentes tipos de suelos y formas de las parcelas), encontraron tendencia (datos preliminares) a aumentar el contenido de COS en la zona de pastoreo, en comparación con la zona de servicio luego de 10 años con cerdos. Y el trabajo de Galvão (1998b), en un sistema de cría con pastoreo rotativo, en el cual luego de dos años, no encontró diferencias en el contenido de materia orgánica, entre parcelas con diferentes coberturas vegetales (*Axonopus compressus* y *Hemarthria altíssima*). En el mismo trabajo no encontró diferencias significativas por la carga utilizada, en el contenido de MO del suelo.

Eriksen y Kristensen, (2001) plantea que las variaciones en la concentración de carbono orgánico soluble (WSC) reflejarían, al menos en parte, el comportamiento de la excreción de las cerdas. Sin embargo, en su trabajo con cerdas lactantes a campo el WSC no fue tan dramáticamente afectado por los cerdos como lo fueron los macro nutrientes. La concentración de WSC fue en promedio 25, 33 y 19 mg kg⁻¹ de suelo, en la primavera al inicio del ensayo, al retirar los animales en otoño luego de tres secuencias de partos y en la primavera siguiente (luego del invierno sin animales), respectivamente. En algunos puntos de muestreo la concentración de WSC fue superior a 100 mg kg⁻¹ en ambos muestreos luego de retirados los animales. Al igual que con los nutrientes del suelo, el WSC fue significativamente mayor ($p < 0,001$) en los lugares de alimentación durante la última parte del período con cerdos.

2.3.1.4 Metales pesados.

Los metales pesados se acumulan en el suelo y dependiendo de los elementos y propiedades del suelo, con tiempos de residencia que pueden variar desde cientos hasta miles de años, podrían generar problemas ambientales de mediano y largo plazo (L'Herroux *et al.*, 1997; Nicholson *et al.*, 1999).

La entrada de metales pesados por la producción de cerdos puede ser importante. En un estudio llevado a cabo en Inglaterra en el 2000, valorando la superficie agrícola total, concluye que si bien la deposición atmosférica era la principal fuente de la mayoría de los metales (desde 25 a 85% de las entradas totales), el estiércol era también una fuente muy importante que representaba 37 % del total de entradas de Zn, 40 % para el Cu, y 10 % para el cadmio. Resaltan las altas tasas de entrada de Zn y Cu aportado por el estiércol de cerdo (Nicholson *et al.*, 2006).

Particularmente el Cu y Zn son imprescindibles para numerosas funciones metabólicas de los cerdos, por lo que es necesario proveer suficiente cantidad de los mismos en la dieta (Revy *et al.*, 2003, Jondreville *et al.*, 2002, citados por Dourmad y Jondreville, 2007). Sin embargo, como en muchas situaciones son utilizados como promotores del crecimiento, o por ser usados en exceso, el Cu y Zn generalmente excede las necesidades de los cerdos. Perdomo *et al.* (2001) plantea que en general las raciones de lechones contienen dosis elevadas de Zn (3000 ppm) y Cu (250 ppm) para la prevención de diarreas y como promotor del crecimiento respectivamente.

Una alta proporción del contenido de estos minerales en la ración no es absorbida por los cerdos. Un estudio reveló que los cerdos excretaban el 86% y 95% del Cu y Zn ingeridos en la dieta (Brumm, 2002, citado por Herrero y Gil, 2008). Consecuentemente, estos elementos se concentran en grandes niveles en las heces (Nicholson *et al.*, 1999) y se acumulan en el suelo, donde puede imponer a mediano o largo plazo riesgo de toxicidad para plantas y microorganismos (Jondreville *et al.*, 2003, citados por Dourmad y Jondreville, 2007). Pero a pesar que la situación de los metales pesados está mejorando en algunos lugares por las nuevas regulaciones que limitan su uso (tanto en la UE como en EUA), las entradas de Cu y Zn al suelo con efluentes de cerdos a tasas de N de 170 kg ha⁻¹, aún excede bastante las cantidades que pueden ser exportadas por los cultivos (Dourmad y Jondreville, 2007).

Andriulo *et al.* (2003) en un encierro vacuno luego de 11 años, encontraron que la variación en la concentración de Cu y Zn en el suelo estuvo asociada directamente con el aumento en el contenido de MO (el Zn mostró mayor coeficientes de correlación). Si bien aumentaron las concentraciones medias de Cu y Zn en el suelo con presencia de animales, éstas resultaron bajas, no pudiendo hablarse de sitios contaminados con estos metales pesados en la situación estudiada.

Varios autores estudian efectos de la acumulación de metales pesados por el uso de efluentes de cerdos, planteándose principalmente al Zn y Cu como casos de estudios (Zhou *et al.*, 2005; Hao, 2007). En general, los valores obtenidos en Cu y Zn bioasimilables tienen una tendencia a subir a medida que se incorpora una mayor cantidad de purín año tras año (Llona y Faz, 2006), siendo las concentraciones de Zn disponible en el suelo más afectadas (Zhou *et al.*, 2005). L'Herroux *et al.* (1997) estudiaron el efecto de adiciones de purines simulando la cantidad que se aplicaría en un siglo según el máximo de la reglamentación francesa, aplicados en 4 años, analizaron Cu, Zn, Mn, Co, Fe y Cd encontraron importante acumulación de Cu y Zn en capas superficiales del suelo (0 a 40 cm), en tanto que Mn y Co son lixiviados. El tema de metales pesados para la mayoría de los autores podría tener relevancia en el largo plazo.

Se ha demostrado que el proceso de quelación de los metales en excretas con alta proporción de sustancias orgánicas solubles aumenta la solubilidad y la disponibilidad de dichos metales. A su vez, otro estudio reveló 66 y 90 ppb de Cu en perforaciones cercanas a un criadero de cerdos y a un engorde a corral, respectivamente (Sims & Wolf 1994, Galindo *et al.* 2004, citados por Herrero y Gil., 2008).

Estudios en sistema de producción de cerdos a campo en Suiza, en base a los aportes de metales pesados plantean que las entradas al suelo de Cu y Zn serían un problema ecológico de importancia, no así para Pb y Cd (Menzi *et al.*, 1998). En tanto que en Suecia, encontraron al cabo de dos años aumento de Cu y Zn en sistemas fijos y móviles, siendo el Zn más acumulado en las áreas preferidas para la excreción en sistema fijo de engorde, pero con niveles no peligrosos hasta ahora (Salomon *et al.*, 2007).

2.3.1.5 Salinidad y Ph.

El pH del suelo puede ser afectado por muchos factores, entre ellos por el pH de la orina y heces de los cerdos, que varían significativamente según el tipo de dieta (Canh *et al.*, 1997).

En ensayos realizados con aplicación de purines de cerdos, el pH del suelo presenta un ligero aumento luego de 3 años de aplicación, tanto en superficie como en profundidad; no se observó gran variación entre el efecto residual y acumulativo, al tiempo que se registró un descenso en la conductividad eléctrica (Llona y Faz 2006). Sin embargo Zhou *et al.* (2005) y Hao *et al.* (2007) observaron en suelos ácidos que la aplicación de estiércol de cerdos aumentaba el pH y también la CE. También fueron reportados aumentos significativos del pH del suelo, luego de 11 años continuos de encierro vacuno (Andriulo *et al.*, 2003).

En trabajos con cerdos a campo Salomon *et al.* (2007) en un sistema rotativo de engorde, sobre un suelo arcilloso luego de dos años con cerdos, si bien no encontraron diferencias significativas en el pH por zonas dentro de las parcelas, describen una tendencia a subir el pH en la zona preferida para las deyecciones luego de dos años con cerdos. En las zonas preferidas paso de 6,4 el primer año a 6,9 el segundo año, y en las menos preferidas de pH 6,7 a 6,8 en el segundo año. En tanto que en un sistema fijo (en el cual el 30% de las deyecciones no se depositaban a campo) el pH pasó de 6,3 en el primer año a 6,6 en el segundo año, y en las zonas menos preferidas registraron una leve acidificación, de pH 6,1 a 5,9 en el segundo año. En el mismo sentido en un engorde de cerdos con instalaciones fijas (Quintern, 2005) encontró que el pH no cambiaba en relación al control sin cerdos al cabo de 9 semanas, pero aumentaba levemente (0.2 pH) en torno a los comederos y considerablemente (0.65 pH) en frente a los refugios. Asoció estos resultados a la distribución de orina, y a pérdidas de concentrado entorno a los comederos.

Andriulo *et al.* (2003) plantearon que la salinización fue el principal impacto en todo el perfil del suelo por causa del exceso de materia orgánica acumulada, en el trabajo de largo plazo en *feedlot* vacuno. Con cerdos a campo, Menzi *et al.* (1998) observaron incremento en la salinidad en el suelo con cerdos, comparado con zonas fuera del área donde se mantuvieron los mismos. Para el área de “pastoreo” (excluyendo los comederos y refugios) el incremento fue del 39%, registrando valores agronómicamente no problemáticos. Las muestras de las áreas de refugios tuvieron un incremento del 150%, llegando en algunas situaciones a niveles de KCl superiores a 150 mg/100 g de suelo, categoría de posibles daños para muchos cultivos. Para los autores éste problema puede ser considerado de mucha importancia local, pero concentrado en áreas reducidas.

2.3.2 Deterioros en las propiedades físicas del suelo.

El pastoreo de los animales tiene un efecto directo en la compactación del suelo (por la fuerza de la pezuña en el suelo), y la redistribución de los materiales en superficie. Los principales efectos indirectos están relacionados al movimiento de agua (y aire) en y sobre el suelo (infiltración y escurrimiento superficial), afectando de esta manera la dinámica de nutrientes, cobertura vegetal, biología del suelo y el riesgo de erosión (Trimble y Mendel, 1995). Cuando los cerdos son mantenidos a campo durante todo el año, los efectos en el suelo pueden ser considerables, especialmente en suelos mal drenados (Worthington y Danks, 1992; Menzi *et al.*, 1998). Incluso para algunos autores los daños en las propiedades físicas, particularmente la compactación es uno de los aspectos más críticos de la producción de cerdos a campo (Brandt *et al.*, 1995a, citado por Quinter, 2005).

El daño en las propiedades físicas está muy influenciado por el tipo de suelo. Zihlmann *et al.* (1997) encontraron que para los suelos de textura fina con alto contenido de arcilla y limo, la compactación de la capa superficial del suelo fue sustancial. Por otro lado Menzi *et al.* (1998), además de la compactación más intensa en suelos mal estructurados y en suelos arcillosos, plantean que una parte importante del área también puede ser afectada en suelos livianos.

Dentro de los factores animales, la carga y categoría animal (por el peso, forma y tamaño de la pezuña), son los que más inciden en el daño físico sobre el suelo. Ausilio *et al.* (2007) luego de 9 meses observaron un aumento importante de la densidad aparente del suelo en los primeros 8 cm, con animales gordos a partir de cargas superiores a 4000 kg ha⁻¹. En el caso de los cachorros se registró el mismo efecto con cargas superiores a 8000 kg ha⁻¹ mientras que los cachorros de 4000 kg ha⁻¹ no produjeron variaciones de consideración en la compactación. Por otro lado Glatz y Ru, (2004), observaron aumento de la resistencia a la penetración comparando el suelo antes y después del pastoreo con 16 cerdos/ha, señalando que el efecto fue menor al registrado con pastoreo de ovinos (16 ovejas/ha).

Con respecto a la distribución espacial, el impacto es mayor en las áreas de servicio, particularmente en áreas donde permanece el suelo más húmedo y entorno de refugios por el pasaje frecuente de los animales, en tanto que la compactación es menor en la zona de praderas más lejanas (Zihlmann *et al.*, 1997). Quinter y Sundrum (2006), estudiaron efecto sobre propiedades físicas del suelo al final de solo un período de engorde con baja carga 7,9 cerdos ha⁻¹ año⁻¹ (carga instantáneas de 74 cerdos/ha), después de la cosecha de papas sobre

un Luvisol. Compararon 3 áreas: (i) área control fuera de la zona afectadas por los cerdos, (ii) de uso frecuente en la zona, donde los cerdos hozan las raíces de las papas (medio impacto) y (iii) zona muy frecuentada frente bebedero y comedero (alto impacto), áreas menores al 10% del tamaño de los potreros. En la superficie del suelo (0 a 7 cm), el impacto de la actividad de los cerdos (hozado combinado con pisoteo) aumentó del volumen total del poro de 42,2% en la zona de control, a 46,6% en las zonas de hozado y a 49,1% frente a comederos. La actividad de los cerdos provocó que decrecieran los poros chicos y medianos, mientras aumentaron los grandes y también los más finos (<0,2 mm). A pesar de que aumentó el volumen total de poros, la capacidad de campo no aumentó. En la capa de 7 a 12 cm no se encontraron variaciones significativas en la distribución del tamaño de los poros. Si bien se detectó un ligero cambio de poros de 0,2 a 3 mm, a poros finos (<0,2 mm) debido al impacto de los cerdos. Por otro lado la Conductividad hidráulica saturada disminuyó en superficie a medida que aumenta el impacto de los cerdos, de 1860 cm d⁻¹ control, a 1633 cm d⁻¹ con impacto moderado a 309 cm d⁻¹ en la zona de mayor impacto. La variabilidad de la conductividad hidráulica fue muy alta, debido al efecto de las pisadas pequeñas y fuertes, El alto contenido de agua del suelo alrededor de los comederos llevó a la deformación plástica del suelo, dando como resultado bajo contenido de poros y bajas tasas de infiltración.

La mayoría de los trabajos que analizaron la compactación con cerdos a campo, encontraron que el área afectada por compactación es usualmente limitada a menos de 15 cm y aumenta con la carga animal (Menzi *et al.*, 1998; Quintern y Sundrum 2006; Ausilio *et al.*, 2007). Sin embargo algunos autores observaron en áreas puntuales daños a profundidades mayores. En este sentido Zihlmann *et al.* (1997) señalan, que el amasado del suelo normalmente más húmedo en torno a comederos y bebederos, puede llegar a profundidades considerables (20 a 25 cm, incluso más). Menzi *et al.* (1998) también menciona impactos físicos en áreas en torno a bebederos, comederos y refugios, que pueden superar los 25 cm.

La cobertura vegetal, así como la forma y tamaño de las parcelas también influyen en el tipo y distribución de impactos. Cuando los cerdos son mantenidos a campo con cargas razonables, una buena proporción del área permanece con cobertura vegetal, protegiendo el suelo. Sin embargo en períodos largos muy lluviosos y húmedos, la cobertura y la estructura del suelo puede ser afectada drásticamente en unos pocos días (Menzi *et al.*, 1998). Galvão (1998b) observó que luego de dos años de pastoreo rotativo con cerdas gestantes, las parcelas menores de 1.500 m², sembrados con *Axonopus compressus*, presentaron mayor resistencia a la

penetración, que los sembrados con *Hemarthria altísima* y que el efecto era diferente entre los laterales de las parcelas y el centro de las mismas.

Los diferentes hábitos de comportamiento de los cerdos, así como el tiempo dedicado a los mismos influyen en las propiedades físicas del suelo, particularmente el comportamiento de hozado, pastoreo, caminata y el revolcarse. Estos comportamientos varían según el sistema de producción (Braund *et al.*, 1998, Hötzel *et al.*, 2004). El hozado es promovido en animales con dieta restringida (Stern y Andresen, 2003), cuando los vegetales bajo el suelo son más digestibles que aquellos sobre la superficie (Edwards 1998) y también con altas temperaturas para procurar enfriarse. Menzi *et al.* (1998), observaron impactos por hozado de los animales especialmente en los bordes de las parcelas, pero siendo un efecto menor al del trillo de los mismos.

No encontramos trabajos que hayan medido erosión en sistemas de pastoreo con cerdos, o realizado alguna estimación cuantitativa. Menzi *et al.* (1998) plantea que los cerdos a campo pueden compactar el suelo reduciendo la infiltración y favoreciendo el escurrimiento superficial del agua, generando condiciones altamente propicias para la ocurrencia de procesos erosivos, sin embargo en su estudio apenas observaron incremento en la erosión, atribuido por los autores a que los cerdos eran mantenidos en suelos planos o con poca pendiente. Más allá de la falta de mediciones se sabe que la escorrentía y la erosión del suelo es probable que ocurra en suelos con cerdos a campo (Menzi *et al.*, 1998; Evans, 2004), incluso Perdomo *et al.* (2001) señalan que se ha reportado erosión en muchos predios con sistemas de cerdos a campo.

2.3.3 Cobertura vegetal.

La cobertura vegetal en los sistemas a campo puede tener diferentes objetivos, más o menos interconectados. Gran parte de los investigadores en sistemas de cerdos a campo consideran a la pastura principalmente como cobertura vegetal del suelo necesaria para evitar daños físicos al mismo y eventualmente utilizar nutrientes aportados por los cerdos. En este sentido Eriksen y Hermansen (2005) señalan que la dificultad de mantener la cobertura vegetal es uno de los problemas que contribuyen a mayores pérdidas de nitrógeno del suelo, aportado por los cerdos a campo. Sin la cubierta vegetal el riesgo de pérdida de nutrientes por lavado se incrementa, especialmente en la áreas preferidas para las excreciones (Kelly *et al.*, 2002). Por otro lado varios autores valorizan a la pastura también como proveedora de parte del alimento

para los cerdos y, como eslabón en la rotación con los cultivos agrícolas, por su efecto sobre la estructura y fertilidad del suelo (Caminotti, 1998; Edwards, 2003, Vadell *et al.*, 2003).

Los cerdos a campo afectan la cobertura vegetal directamente por el consumo de forraje, daños a las plantas por pisoteo y hozado, e indirectamente por deterioro del ambiente en el cual las plantas crecen. Más allá del tipo o los objetivos buscados con la cobertura vegetal, los cerdos pese a no ser herbívoros, siempre realizan consumo de la misma en forma más o menos significativa. Los cerdos poseen un comportamiento de pastoreo diferente a los bovinos, son altamente selectivos, tienen hábito de hozar y remover el suelo y en función de la pequeña superficie del casco, pueden realizar daño a las plantas y gran compactación del suelo (Dalla Costa *et al.*, 2002), lo que torna el manejo del pastoreo con cerdos más complejo (Edwards y Zanella, 1996). A pesar de su intenso uso en sistemas de todo el mundo el uso de pasturas como fuente de alimento en la producción de cerdos a campo es escasamente documentado en la literatura científica (Eriksen *et al.*, 2006a). El pisoteo causa daños en las plantas que pueden provocar su muerte o ser vía de ingreso de patógenos. En tanto que el hozado, que es uno de los hábitos exploratorios preferido de los cerdos, puede generar grandes daños a la cobertura vegetal en muy poco tiempo (Eriksen *et al.*, 2006b). Watson y Edwards, (1997), citados por Hermansen *et al.* (2004) encontraron que con cerdas sin anillar la cobertura vegetal bajo a menos de un 10% en un mes. El daño en la pastura fue afectado significativamente por la presencia de pequeñas áreas acondicionadas especialmente para facilitar o promover el hozado (van der Mheen y Spoolder, 2005).

Los factores indirectos que más inciden en mantener la cobertura vegetal, son el tipo vegetal, la carga animal, el momento del año (Rachuonyo *et al.*, 2002) y la disponibilidad de comida (ración-pastura). El tipo de pasturas influye por la adaptación al pastoreo y pisoteo, y la palatabilidad de las mismas. Con pasturas de leguminosas (más palatables y nutritivas) la cobertura se deteriora antes que cuando son usadas gramíneas (Rachuonyo *et al.*, 2005). El momento del año es importante por el estado de las pasturas y las condiciones climáticas relacionadas a la humedad del suelo que facilita el daño por pisoteo y hozado. Las estaciones más críticas son el otoño e invierno, Eriksen *et al.* (2006b), con cerdas en engorde, encontraron que en las mismas era difícil mantener la cobertura vegetal por encima del 10%.

El aumento en intensidad de la producción de cerdos a campo acarrea la dificultad para mantener la cobertura vegetal (Perdomo *et al.*, 2001). Con cargas altas (25 cerdas/ha) la cobertura vegetal se destruye a los pocos meses, pero incluso con de 12 cerdas/ha la cobertura

fue destruida en el correr del primer año (Williams *et al.*, 2005). Además de la carga, la categoría animal también influye en la conservación de la cobertura. En parcelas con cerdas gestantes se conserva menos la cobertura vegetal, que parcelas con cerdas lactantes (Edwards, 2003; Eriksen *et al.*, 2006a). Larsen y Kongste (2000) plantean que si bien las cerdas gestantes consumen menos ración y de acuerdo a la cantidad de nutrientes que aportan al suelo podrían mantenerse con cargas más altas que las cerdas lactantes, es necesario considerar que al incrementar la carga animal se espera que cause mayor daño de la cobertura vegetal, especialmente durante el invierno. En su trabajo sobre granjas comerciales en Dinamarca, el nivel de cobertura vegetal fue similar para parcelas con cerdas lactantes y en gestación. De todos modos, la pastura fue más baja en los potreros de gestación, ya que las cerdas gestantes eran manejadas generalmente con restricción alimenticia, por lo que tienen más hambre y por lo tanto más motivadas para pastorear. Este último aspecto es resaltado por varios investigadores. Braund *et al.*, 1998 encontraron que cerdas a campo con alimentación restringida produce serios daños en las pasturas. Cuando se les suministró dietas a voluntad con alto contenido de fibra, se redujo el hábito de pastoreo, pero no el daño en la pastura a niveles aceptables. También se registró incremento del pisoteo y hozado con cerdos en crecimiento que recibieron 20% menos de ración, los cuales ingirieron aproximadamente 5 % más nutrientes de la pastura (Stern y Andresen, 2003).

2.3.4 Interacción raza-sistema.

En las últimas décadas han llegado a Sudamérica grandes empresas transnacionales que desarrollan criaderos filiales que repiten los planes que realizan en Europa o Norte América. Toda Latinoamérica ha visto establecerse en sus países, transnacionales de la genética porcina. Venden reproductores con excelentes parámetros de producción, tal vez de los mejores del mundo, pero lo son en función del sistema desarrollado en el hemisferio norte, sistemas confinados, donde fueron creados (Vadell, 1999). La introducción de esta genética ha acelerado la pérdida de la variabilidad genética adaptada a las condiciones de producción; generando una reducción de la presencia de razas tradicionalmente utilizadas en el sector. Sin embargo, los primeros resultados de uso de las razas sintéticas no parecen ser favorables en parámetros reproductivos, coincidiendo con Ponzoni (1992) quien alerta sobre posibles fracasos cuando no se consideran los altos requerimientos de los tipos animales mejorados en otros ambientes (Vadell *et al.*, 2003). Con sistemas a campo no necesariamente tenemos que

criar el mismo tipo genético desarrollado para las condiciones de confinamiento del hemisferio Norte (Pinheiro *et al.*, 2002).

El posible impacto ambiental de los cerdos a campo, está influenciado entre otros factores por la selección de animales genética y fenotípicamente adaptados para el ambiente particular de producción. Si bien es posible producir al aire libre con cualquier raza, las razas locales de cerdos y las adaptadas a ciertas condiciones ambientales de la producción al aire libre, generalmente son más adecuados para los sistemas de cerdos a campo (Miao *et al.*, 2004). Los cerdos genéticamente más adaptados al aire libre (parte-Meishan o parte-Duroc servidas con Large White), sufren menos daños corporales y menos problemas pulmonares en la fase de crecimiento, comparado con los genotipos más adaptados a confinamiento como Large White x Landrace (Guy *et al.*, 2002)

Los cerdos y su ambiente interactúan en permanente modificación dialéctica. Por lo que son necesarios animales que se adapten al aire libre, y a su vez que los cambios que éstos producen en el ambiente sean los menos desfavorables posibles. La adaptación puede implicar mejoras en el uso de recursos y/o reducción de los desechos. En este sentido, los cerdos presentan una gran heterogeneidad morfológica en las distintas regiones geográficas, lo cual posiblemente se deba a las diferentes adaptaciones, como consecuencia de la variabilidad en los recursos y sistemas de producción implementados en éstas. A título comparativo, se ha informado que el cerdo Criollo venezolano tiene rasgos zoométricos parecidos al cerdo Criollo Cubano y al Pelón Mexicano, todos los cuales difieren de las estirpes contemporáneas del cerdo Ibérico, de donde se suponen provienen los cerdos criollos en América Latina (Hurtado, 2006). Los diferentes desarrollos corporales (tamaño, forma de los pies y miembros posteriores), en el caso de cerdos a campo, implica impactos diferenciales sobre el suelo y la vegetación.

Los sistemas a campo necesitan la introducción de cierta “docilidad” y “rusticidad” en su genética, para adaptarse a ambientes con posibles limitaciones en la alimentación de los cerdos (especialmente animales eficientes en el uso de alimentos fibrosos), restricciones de confort ambiental (expuestos a condiciones ambientales duras), resistencia a enfermedades y parásitos diferentes a sistemas confinados, para posibilitar un mínimo uso de productos sanitarios (Glatz y Ru, 2004). Las diferencias fisiológicas entre razas producen impactos diferentes, a modo de ejemplo, se señaló que los requerimientos proteicos para cerdos criollos centroamericanos, eran entre 8 y 10% menores que cerdos mejorados (Gómez *et al.*, 1976,

citados por Ly y Rico, 2006). Visto desde otro ángulo, Ly *et al.* (1999) citados por Ly y Rico, (2006) hallaron un valor inferior para la retención de N en cerdos con este genotipo con respecto a cerdos mejorados. Esta fue una adaptación forzosa a comidas con bajos niveles de proteína, en condiciones de crianza al aire libre (Ly y Rico, 2006). Sin embargo Macías (2006) reportó que el aprovechamiento digestivo de la fracción lipídica de la ración es sumamente alta en el cerdo Criollo Cubano en comparación con genotipos mejorados. Pero tanto la digestibilidad como el balance de N en estos genotipos mejorados son marcadamente superiores al compararse con el de los cerdos Criollo Cubano.

Las diferencias morfológicas y fisiológicas van acompañadas de hábitos diferentes según el tipo genético y la forma de crianza. Si bien hay algunos trabajos sobre el impacto en la forma de crianza sobre el comportamiento posterior de los cerdos a campo, el estudio del efecto raza en el comportamiento ha sido descuidado.

Para el sistema desarrollado en el CRS se optó por una raza con fines maternas, con buena adaptación al pastoreo y rústica. La raza maternal elegida como base del sistema de cruzamientos fue un tipo criollo denominado Pampa-Rocha. Se considera que éstos podrían ser producto de los cerdos introducidos por los colonizadores y de las razas Poland China y Berkshire (1900 y 1920). Estudios con marcadores moleculares realizados por Kelly *et al.* (2004), mostraron presencia del haplotipo europeo E1 (del ADN mitocondrial) y haplotipo asiático A1, por lo cual el origen de esta raza podría ser a partir de razas europeas que tuvieron introgresión con razas asiáticas.

Los cerdos Pampa-Rocha proceden del este de Uruguay, una zona caracterizada por extensos bañados, esteros y palmares, con buena capacidad de producir forrajes. Durante muchas décadas esta población de cerdos se reprodujo en condiciones seminaturales y limitándose la producción a extraer lechones para comercializar a las granjas de engorde del sur del país. Los poseedores de estos animales, resaltaban su rusticidad, capacidad de pastoreo, madres buenas productoras de leche y dóciles (Vadell, 1999). La morfología del tren posterior es distinta que la que presentan los cerdos mejorados en el primer mundo para sistemas de confinamiento total (se entierran menos). En las condiciones del CRS, se ha observado que el tiempo destinado a las diferentes actividades (entre ellas caminar y pastoreo) es diferente entre la Raza Pampa-Rocha y las europeas usadas en el CRS, impactando diferencialmente sobre el suelo y la pradera.

Más allá de las consideraciones técnicas a realizar, en relación a las diferencias que puedan surgir de los diferentes genotipos animales, cuando analizamos el impacto en el suelo de los cerdos a campo, es importante resaltar la importancia de considerar la genética en la producción de cerdos en su globalidad y no solo en términos productivistas de corto plazo. Es necesario resaltar la importancia de trabajar en mantener los recursos genéticos nativos y por tanto parte de la cultura y el patrimonio de los pueblos, muchos de ellos amenazados por la intensificación de la producción a nivel mundial y la globalización, como un componente importante de la recuperación de la diversidad biológica. La producción de cerdos a campo puede contribuir a mantener la producción familiar, así como preservar y valorizar las razas autóctonas y los productos derivados de los sistemas que las emplean.

2.4 ALTERNATIVAS PLANTEADAS EN LA BIBLIOGRAFÍA PARA MINIMIZAR EFECTOS NEGATIVOS DE LA PRODUCCIÓN DE CERDOS A CAMPO.

La actividad de producción de cerdos a campo como vimos, puede tener potenciales impactos negativos sobre el ambiente biofísico, con riesgo de contaminación del suelo, la atmósfera, y los recursos hídricos. Para mantener producciones ecológicamente sustentables, socialmente aceptadas, deben tenerse en cuenta determinados parámetros productivos o condiciones a la hora de realizar la actividad. A continuación se presentan algunas de las recomendaciones planteadas en la bibliografía consultada.

2.4.1 Elección del lugar de producción.

La producción de cerdos a campo requiere condiciones de suelo y clima más restringidas que los otros sistemas de producción de cerdos. La mayoría de los autores plantean recomendar lugares con suelos planos o de baja pendiente, para evitar erosión, escorrentía y exportación de nutrientes (Vadell, 1999; Miao *et al.*, 2004). Adicionalmente son recomendados suelos con buen drenaje, no inundables, livianos a medianamente pesados, evitando suelos pesados y húmedos (especialmente en regiones de altas precipitaciones), así como suelos pedregosos (Zihlmann *et al.*, 1997; Menzi *et al.*, 1998; Dalla Costa *et al.*, 2002; Glatz y Ru, 2004).

No hay planteos restrictivos en relación a la fertilidad o aptitud de uso del suelo en términos generales. Algunos autores plantean que la producción de cerdos a campo puede ser una buena posibilidad para regiones con suelos marginales o de baja aptitud agrícola o forestal. En tanto que los sistemas donde se plantea la utilización de pasturas no como tapiz protector del

suelo, sino como un necesario recurso alimenticio, y especialmente cuando integran la producción porcina en rotación con la agricultura, son necesarios suelos fértiles (Vadell, 1999).

Las diferentes situaciones climáticas afectan la producción (principalmente la temperatura, precipitaciones, vientos, irradiancia y fotoperíodo) modificando directamente el metabolismo de los cerdos, pero también indirectamente afectan el crecimiento de las pasturas y los ciclos de los nutrientes y condiciones físicas del suelo sobre el cual están los animales. Varios autores plantean que los cerdos a campo deben ubicarse en climas de bajas precipitaciones (Glatz y Ru, 2004; Miao *et al.*, 2004). En climas lluviosos o con estaciones muy frías, es necesario prestar especial atención a adaptar la entrada de nutrientes al riesgo específico de lixiviación de nitrógeno y otros nutrientes a las condiciones de suelo (Eriksen y Kristensen, 2001). En el mismo sentido Lagreca y Marotta (2009), plantean ajustar la carga en función del tipo de suelo y el clima, reduciendo la misma con mayor precipitación y suelos menos permeables. Sin embargo otros autores como Santos y Sarmiento (2005) plantean que en climas tropicales es posible mantener cargas animales más altas que en climas templados, pues la tasa de crecimiento de los pastos y la demanda de nitrógeno pueden ser mayores. Según las condiciones climáticas varían además las instalaciones requeridas. En climas calientes puede ser necesario construir instalaciones especiales para que los cerdos se refresquen. En este sentido, la construcción de charcas con fuentes continuas de agua en las parcelas puede ser una alternativa (McGlone, 1999; Miao *et al.*, 2004), siempre que el riesgo de erosión y contaminación de fuentes de agua sea mínimo.

Más allá del suelo a utilizar, se plantea la necesidad de sistematizar las parcelas, procurando evitar entradas de agua de escorrentía para dentro del sistema, canalizándola hacia fuera (Dalla Costa *et al.*, 2002), al tiempo que no debería presentar superficies inclinadas directamente hacia lagos o corrientes de agua por las pérdidas de suelo y nutrientes por escurrimiento superficial (Menzi *et al.*, 1998). Son recomendadas la utilización de fajas empastadas, zonas de amortiguación y humedales, en situaciones extremas se ha estudiado la utilización de fajas con agregado de yeso para reducir el P que llega a cursos de agua.

2.4.2 Razonable ajuste de carga.

Es la dispersión de las pjaras del sistema de producción a campo lo que lo convierte en escasamente contaminante del ambiente, ya que las deyecciones se distribuyen naturalmente

en el campo. Estas se terminan incorporando como abono al suelo, mejoran los niveles de materia orgánica y la rotación con otras producciones, permite su aprovechamiento por la agricultura (Vadell, 1999). Sin embargo en general las cargas a nivel productivo son mayores a las recomendadas, a modo de ejemplo en Argentina Santa María (2000) dice que es común manejar cargas de 20 a 25 cerdas/ha. En el mismo sentido una encuesta realizada en UK mostró que en promedio a nivel comercial, se manejaban cargas de 27 y 19 cerdas/ha para gestantes y lactantes respectivamente (Abbott *et al.*, 1996, citado por Glatz y Ru, 2004).

La carga recomendada puede ser determinada de acuerdo a la categoría animal, tipo de suelo, topografía, precipitación pluvial, tipo y producción de forraje establecido en la pradera. De acuerdo con esto Thornton (1988) ha mencionado de 14 a 19 cerdas/ha y Marotta *et al.* (1994) ha recomendado de 10 a 15 cerdas/ha (citados por Mora *et al.*, 2000). En Francia para suelos muy permeables, con precipitaciones menores a 750 mm, las cargas recomendadas no deben superar las 25 cerdas/ha y 400 m² por cerda, y en suelos poco permeables, con precipitaciones mayores a 750 mm, cargas máximas de 15 cerdas/ha y 600 m² por cerda (Lagrecia y Marotta, 2009, en base a Vaudelet, 1987 y Muñoz Luna *et al.*, 1997). Para sistemas donde las pasturas se utilizan como componente importante de la alimentación se recomiendan cargas menores. El INTA Argentino de Marcos Juárez, según Brunori (2008) plantea usar cargas de 4,5 cerdas/ha cuando se usan sistemas en base a pasturas de gramíneas y cargas menores cuando es en base a leguminosas.

Por otro lado otros autores plantean la necesidad de ajustar la carga animal y el nivel de dieta según la aceptación de los excedentes de nutrientes en el ambiente, en función del tipo de suelo, clima y distancia a la fuente de agua (Eriksen y Kristensen, 2001). Zihlman *et al.* (1997) planteaban disponer al menos de 0,015-0,02 ha por cerdo en engorde y rotación, y 0,03-0,05 ha para cerdas reproductoras por un período de 4 meses de utilización. Menzi *et al.* (1998) propusieron que una carga razonable del plantel reproductor no debería pasar de 2500-3000 cerdas d ha⁻¹ año⁻¹. Dependiendo del nutriente considerado las cargas pueden variar. A modo de ejemplo la reglamentación de la Comunidad Económica Europea sobre producción ecológica limita el N aportado al suelo, a partir del cual se ponen topes a la carga animal. En tanto que la carga en la reglamentación sueca, esta condicionada al aporte de P, que corresponde a alrededor de 2,2 cerdas ha⁻¹ año⁻¹ (Salomon *et al.*, 2007).

Santos y Sarmiento (2005) plantean que bajo condiciones tropicales es posible mantener cargas animales más altas que en países templados, pues la tasa de crecimiento de los pastos y la

demanda de nitrógeno puede ser mayor, citan el trabajo de Santos (1999), que mantiene 68 cerdas gestante $\text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$, en un sistema de pastoreo rotacional continuo y donde las excretas que son depositadas en el suelo son utilizadas por *Cynodon nlemfuensis*.

Es resaltada la importancia de manejar cargas móviles (carga estacional) adaptando la cantidad de animales y condiciones de nutrición, especialmente a la cantidad de alimento en relación a la superficie (Miao *et al.*, 2004; Glatz y Ru, (2004). En climas fríos europeos además de resaltar la importancia de manejar cargas anuales bajas, Eriksen *et al.* (2006b), concluyen que parece una opción viable (desde el punto de vista medioambiental) el engorde sobre pasturas (de febrero a agosto) seguido de un cultivo, o reducir la carga en los meses de otoño e invierno.

2.4.3 Optimizar la estrategia de alimentación y adaptar la organización e instalaciones a utilizar.

El manejo de la dieta es clave para reducir la pérdida de nutrientes al ambiente (Aarnink y Verstegen, 2007; Dourmad y Jondreville, 2007). Limitar la cantidad de concentrado, aparece como una de las posibles alternativas (Quintern, 2005), si bien en sistemas de cerdos a campo esto puede reducir la ganancia diaria, puede mantener niveles de conversión similares a los de confinamiento (Eriksen y Hermansen, 2005).

Ajustar la dieta a los requerimientos es una de las medidas más planteadas. Cuidar de no exceder necesidades fisiológicas de los cerdos especialmente en proteína (Quintern, 2005), así como P, Cu y Zn (Zihlmann *et al.*, 1997; Menzi *et al.*, 1998; Dourmad y Jondreville, 2007). Algunos autores incluso han formulado y propuesto agregar criterios medioambientales a los algoritmos de formulación de dietas tradicionales, basados básicamente en requerimientos animales y mínimo costo (Pomar *et al.*, 2007).

Con respecto al nitrógeno se ha sugerido mejorar la caracterización de los requerimientos nutricionales de los cerdos, bajo el concepto de aminoácidos digestibles y proteína ideal, concepto que permite disminuir el contenido de proteína cruda de la dieta sin alterar el comportamiento productivo del cerdo, siempre y cuando se respete el perfil ideal de aminoácidos (Castañeda *et al.*, 1995; Kerr, 1996; Roth y Kirchgessner, 1996, citados por Mariscal, 2007; Aarnink y Verstegen 2007). Por otro lado los requerimientos de los cerdos en general son estimados en condiciones de confinamiento y con alimentos convencionales. El

diseño de sistemas de alimentación no convencional para cerdos debe tener en cuenta el uso de fuentes de energía y proteína disponibles localmente para contribuir a que estos sistemas sean sostenibles. Quien pretende usar fuentes proteicas alternativas tropieza con diferentes limitaciones entre las que figura una caracterización incompleta de su contenido de nutrientes, la presencia de factores antinutricionales, y junto con ellas, la incertidumbre de cuáles procesos digestivos y metabólicos tienen lugar en cerdos alimentados con tales fuentes proteicas (Ly, 1996).

Es posible incidir también en la forma del N eliminado por los cerdos alterando, mediante la formulación de la ración la relación de nitrógeno amoniacal, favoreciendo formas de nitrógeno menos volátiles (Mroz *et al.*, 2000a; Mroz *et al.*, 2000b citados por Mariscal, 2007); aumentar la cantidad de nitrógeno fecal disminuyendo la excreción urinaria del mismo, incrementando la proporción de carbohidratos fermentables (polisacáridos no amiláceos) a nivel de intestino grueso, lo cual permite el crecimiento de la masa bacteriana y por ende la formación de proteína bacteriana (Mariscal, 2007; Aarnink y Verstegen 2007).

En relación al fósforo, la deficiencia de éste nutriente se sabe que resulta en un crecimiento deprimido y anomalías en los huesos de cerdos. Como tal, las recomendaciones prácticas de alimentación de cerdos durante años se han destinado a garantizar que los cerdos no sufran de deficiencia de P. Esto implicó normalmente la inclusión de un amplio margen de seguridad en las recomendaciones de alimentación con P, con el fin de compensar la variación de la digestibilidad de P en la ración. Investigaciones recientes han demostrado que es posible reducir el contenido de P del estiércol sin afectar la salud de los cerdos y la productividad. Para ello es necesario identificar el contenido de P digestible en lugar de P total, ya que esto dará una base más precisa para la determinación de las necesidades de P para cada categoría específica de cerdo, permitiendo que los márgenes de seguridad se reduzcan (Poulsen, 2000).

Con respecto a los componentes de la dieta, se plantea la necesidad de incrementar el uso de fuentes de P orgánico (en relación al inorgánico) en la formulación de dietas (Hanrahan *et al.*, 2009). A su vez dentro de las fuentes inorgánicas usar fuentes de P más digestibles, por ejemplo usar fosfato monocálcico antes que el dicálcico (Dourmad y Jondreville, 2007). La digestibilidad de fósforo en la ración de origen vegetal, puede ser modificada, por lo que un enfoque complementario es hacer que el P de los alimentos quede más disponible para los cerdos. Esto reducirá la necesidad de la adición de fosfatos inorgánicos extra para la alimentación de los cerdos (Poulsen, 2000). El fósforo en forma de fitato no es biodisponible

en los animales no rumiantes debido a que carecen de la enzima fitasa. La disponibilidad y eficiencia de uso se puede mejorar con el uso de enzimas exógenas, lo que permite disminuir la concentración total de P, sin disminuir el nivel de P útil para el animal y consecuentemente disminuir la excreción de fósforo al ambiente (Jongbloed *et al.*, 2004; Dourmad y Jondreville, 2007). Brumm (2002), citado por Herrero y Gil (2008) plantea que con agregado de fitasa es posible reducir 30 % el P en las heces. En el mismo sentido Baxter *et al.* (2003), reportaron reducción del 40 % del P total en heces, usando dietas con alta cantidad de P disponible, con el agregado de 600 unidades kg^{-1} de fitasa, comparado con una dieta control.

En relación a los metales pesados, particularmente el Cu y Zn se plantea como principal medida no sobrepasar requerimientos animales en la formulación de dieta (Zihlmann *et al.*, 1997; Menzi *et al.*, 1998; Dourmad y Jondreville, 2007). Levasseur y Créniat (2005) plantean que es posible bajar sustancialmente los aportes de Cu y Zn si se aplican criterios recomendados por el INRA (1989) y NRC (1998), más restrictivos que la directiva europea (N°1334/2003) que condiciona el uso de aditivos en la ración. Aarnink y Verstegen (2007) plantea usar promotores de crecimiento alternativos al Cu y Zn de la dieta de los cerdos. Adicionalmente al igual que con el P, es posible alterar la disponibilidad y eficiencia de uso, por ejemplo con el agregado de fitasa es posible reducir también el aporte de Zn en la ración, ya que éste queda más disponible para los cerdos. Para lograr mejorar la eficiencia se requiere un mejor conocimiento de los factores que afectan la disponibilidad de Cu y Zn y una mayor precisión en los requerimientos por categoría (Dourmad y Jondreville, 2007).

Además de los aspectos mencionados relativos a la formulación de la dieta, la forma de administración de la misma es otro aspecto relevante para minimizar la pérdida de nutrientes. La forma del comedero y la presentación de la ración son los dos factores claves. El peleteado del concentrado (preferiblemente con tamaños grandes), reduce las pérdidas del mismo, especialmente con animales de mayor tamaño, al igual que usar comederos donde se mantenga seca la ración y los animales no puedan entrar en ellos (Quintern, 2005). Otras medidas de manejo como destetes tempranos, pueden contribuir a reducir pérdida de ración en torno a los comederos, especialmente teniendo en cuenta que los cerdos al final de la lactación aumentan el consumo de concentrado significativamente (Eriksen y Kristensen, 2001).

Reducir la cantidad de ración, de nutrientes en la misma y evitar su pérdida, son objetivos comunes a todos los sistemas de producción de cerdos. En los sistemas de cerdos a campo se busca además el pastoreo de forraje para reducir cantidad de concentrado a usar (Mora *et al.*,

2000; Quintern, 2005; Eriksen *et al.*, 2006b). En este sentido es fundamental que la formulación de dieta incluya el aporte de nutrientes del forraje consumido. El consumo de pasturas con dietas restringidas puede representar el 50% de la energía de mantenimiento y gran proporción de aminoácidos, minerales y elementos trazas requeridos por cerdas gestantes, pero menos del 5% de los requerimientos de cerdos en crecimiento con concentrado *ad libitum*. Existe un gran potencial de aumentar el consumo de nutrientes de las pasturas por los cerdos (reduciendo entradas en ración), siendo necesario mejor conocimiento del consumo en pastoreo y digestión, así como desarrollar mejores sistemas de pastoreo (Edwards, 2003).

2.4.4 Alternativas para mejorar la distribución de nutrientes y su utilización por las pasturas.

Hay un acuerdo generalizado en que la distribución de nutrientes en el suelo por los cerdos a campo no es uniforme. Lograr homogeneidad en la distribución de las excretas animales es una de las claves para optimizar el uso de los nutrientes disponibles, ya que zonas de concentración de nutrientes incrementan las pérdidas y dificulta realizar recomendaciones de fertilizaciones acertadas (Eriksen y Kristensen, 2001).

La principal alternativa de manejo planteada para mejorar la utilización de nutrientes es integrar los cerdos a campo a sistemas móviles de cultivos forrajeros sobre el cual permanecen, ajustando su carga al alimento disponible (Miao *et al.*, 2004); o a sistemas silvopastoriles, donde se cultiva los parques con vistas a disminuir la concentración de nutrientes en el suelo, a través de la absorción de las plantas y como complemento para la alimentación de los cerdos (Horta, 2007). Adicionalmente se plantea que la producción porcina debe integrarse a otro tipo de producción agropecuaria que permita el uso de los nutrientes sobrantes, al incluirlos en una rotación en la cual, luego de retirados los cerdos se continúa con la pastura o se instalan otros cultivos. Estos cultivos podrían disminuir las pérdidas al ambiente (Quintern, 2005), para lo que debería pensarse en cultivos con buena tolerancia a altas concentraciones de nutrientes (Menzi *et al.*, 1998) y/o alta demanda de los mismos.

El período de rotación varía según los autores y objetivos buscados. En varios países es común rotaciones cortas, en UK los cerdos suelen ser introducidos a los rastrojos de cereales o a pasturas por cortos períodos en otoño o primavera, moviendo las unidades a un sitio nuevo cada 1 a 2 años (Williams *et al.*, 2000). Algunos autores recomiendan un máximo de

ocupación por cerdos en la misma área de dos años, para evitar erosión, compactación, infección bacteriana del suelo y contaminación de lagos y ríos, observaciones comunes cuando las ocupaciones son mayores, especialmente con cargas altas (Perdomo *et al.*, 2001). En sistemas sobre pasturas permanentes, los períodos pueden ser mayores. Brunori (2008) plantea que el período de rotación de las parcelas estará dado por la persistencia del tapiz, siendo para el sistema propuesto por INTA Marcos Juárez, un tiempo máximo estimado de uso del suelo de 7 años. En el INTA Marcos Juárez, hay montado un sistema de rotación, de 5 años con cerdos a campo (ciclo completo) y 15 de agricultura (Brunori *et al.*, 2004). En este caso la pastura (con cerdos) juega un rol fundamental en la recuperación del suelo y en evitar los problemas de la agricultura continúa, por lo que se plantea usar bajas cargas animales.

Algunos sistemas consideran la rotación, más que como una solución a los problemas que generan los cerdos, como una ventaja para la agricultura. En este sentido Lagreca y Marotta (2009) plantean que la producción de cerdos a campo debe tener un carácter nómada, por lo cual cada dos o tres años los potreros destinados a los cerdos deberán rotarse para contribuir a la fertilización de los campos destinados luego a cultivos cerealeros. Andresen *et al.* (2001) citados por Hermansen *et al.* (2004) demostraron que el hozado podría incluso sustituir a un tratamiento mecánico y resultar en un mayor rendimiento del cultivo siguiente.

Sin embargo, los estudios tendientes a comparar estrategias para el uso del suelo después del pastoreo por cerdos, muestran resultados no siempre alentadores. Algunos encuentran que los cultivos siguientes a los cerdos pueden o no tener efectos beneficiosos, incluso los cultivos pueden tener menor calidad. Gustafson (2000) encontró que la cebada en primavera, luego de retirado las cerdas lactantes y sus camadas, no redujo el riesgo de pérdida de N del suelo en comparación con dejar que rebrote la pastura que tenían los cerdos. Por otro lado el cultivo de cebada produjo la misma cantidad de N en la cosecha que el rebrote de la pastura que pastorearon los cerdos, pero la cantidad y la calidad del forraje sería mejor si viniera de un campo no pastoreado con cerdos. También menciona que el pastoreo de cerdos puede limitar el uso de los forrajes siguientes para ensilado, ya sea dificultando las actividades de ensilado por el daño en el suelo de hozado, como por el posible riesgo de contaminación del forraje con heces y suelo. Williams *et al.* (2005) han demostrado que las pérdidas por lixiviación de nitratos durante el primer invierno después de la cría de cerdos al aire libre pueden ser grandes, sin beneficios residuales de N disponible para los siguientes cultivos de cereales, dependiendo entre otras cosas de las precipitaciones del primer invierno.

Los trabajos con instalaciones móviles mostraron que es posible alterar la preferencia del lugar de excreciones moviendo comederos, bebederos y refugios, mejorando la distribución de nutrientes (Kelly *et al.*, 2002; Eriksen *et al.*, 2006). Varios autores encontraron mayor uniformidad y menores pérdidas de nutrientes rotando los comederos y refugios (Eriksen y Kristensen, 2001; Petersen *et al.*, 2001; Benfalk *et al.*, 2005). Con intervalos de movimiento de instalaciones cortos, se obtiene mejores resultados (Menzi *et al.*, 1998; Quintern, 2005; Eriksen *et al.*, 2006b).

El pastoreo rotativo también favorece la distribución de deyecciones (Dalla Costa *et al.*, 2002; Stern y Andersen, 2003, Miao *et al.*, 2004) y si las ocupaciones son por períodos cortos es posible limitar la acumulación de excretas en los bordes de las parcelas (Kelly *et al.*, 2002). Eriksen y Kristensen, (2001) plantean que alojando las cerdas individualmente en parcelas pequeñas, mejora la distribución, comparado con parcelas colectivas grandes.

2.4.5 Conservar pasturas.

Mantener los cerdos en parcelas con buena cobertura vegetal para disminuir el riesgo de erosión y utilizar o captar nutrientes por la pastura, es un objetivo permanente especialmente en regiones con abundantes precipitaciones (Menzi *et al.*, 1998; Dalla Costa *et al.*, 2002; Rachuonyo *et al.*, 2005; Eriksen y Hermansen, 2005). La cobertura vegetal depende de variables independientes como el suelo y clima, y de controles interactivos incluyendo el suministro de recursos para soportar el crecimiento y mantenimiento de la vegetación, moduladores que influyen en las tasas de los procesos ecosistémicos, regímenes de disturbios y actividades humanas (Chapin *et al.*, 2002).

Un aspecto fundamental es la selección de las especies vegetales a usar, adaptadas a las condiciones de suelo, topografía, clima y en función de los objetivos productivos planteados. Encontramos dos grandes visones del uso de pastura en la producción de cerdos, como importante fuente de alimento para los cerdos o no. Quienes plantean usar la pastura como una importante fuente de alimento, manifiestan la necesidad de manejar o incorporar especies más palatables, de mayor valor nutritivo y mayor control en el manejo del pastoreo (Caminotti, 1998; Edwards, 2003; Vadell *et al.* 2003), sin descuidar los aspectos de “resistencia” a los cerdos. Incluso autores más vinculados a la agroecología plantean que para maximizar el insumo de energía solar en el sistema a campo, es preciso que se utilice al máximo la pastura para alimentación de los animales (Pinheiro *et al.*, 2002).

De no utilizarse pasturas para consumo de los animales, la superficie a asignar pasa a un segundo plano y comienzan a tener mayor incidencia factores tales como: tipo de suelo, régimen pluviométrico y tipo de cobertura vegetal para evitar los daños al medioambiente (Dichio y Campagna, 2007). En esas situaciones se consideran prioritarios otros atributos en la elección de las pasturas. En áreas sin pasturas se sugiere implantar una combinación de gramíneas agresivas, resistentes al pisoteo, de baja exigencia de fertilidad, estoloníferas o que permitan una rápida cobertura del suelo, perennes, con crecimiento todo el año. Con el aumento de la fertilidad del suelo se puede enriquecer esta cobertura con especies de mayor valor nutritivo como leguminosas, sin laborear el suelo. Es necesario escoger las especies forrajeras adaptadas al sistema en cada zona particular, considerando que la cobertura vegetal del sistema a campo debe ser implantada principalmente para proteger al suelo y no para alimentar a las cerdas (Dalla Costa *et al.*, 2002). El INTA Pergamino (2011) también considera que el tapiz vegetal debe considerarse como un soporte adecuado a los animales, y por lo tanto basar la alimentación en raciones completas. El planteo de usar especies más resistentes al pisoteo y hozado (Williams *et al.*, 2000), o forrajes menos preferidos por los cerdos para pastoreo (Rachuonyo *et al.*, 2005), es común cuando el objetivo es mantener la cobertura vegetal antes que el suplemento de nutrientes por el forraje.

Relacionado con lo anterior y la distribución de nutrientes hay dos visiones en relación al movimiento de las instalaciones. Algunos plantean movimientos periódicos y frecuentes de las instalaciones (Eriksen *et al.*, 2006), o siempre que se observe el inicio de degradación de la cobertura vegetal y si fuera necesario aislar las áreas degradadas hasta que el suelo esté nuevamente totalmente cubierto (Dalla Costa *et al.*, 2002). Zihlman *et al.* (1997) plantearon además de rotar los refugios regularmente, que los lugares de alimentación deben estar provistos de una superficie dura. En tanto otros como Dichio y Campagna (2007) en sistemas con pastura como importante fuente de alimentación, plantean que para mantener la cobertura vegetal, teniendo en cuenta que los cerdos se mueven preferentemente dentro de la zona comprendida entre el refugio, comedero y el bebedero, sería necesario realizar un mínimo desplazamiento de las instalaciones para limitar la degradación de la parcela a un área pequeña.

Más allá de la pastura utilizada, el anillado continúa siendo una de las principales alternativas de manejo, para lograr que la cobertura vegetal sea menos deteriorada por los cerdos a campo (Edwards, 1998; Vadell, 1999; Bornett *et al.*, 2003; Eriksen, 2005). El anillado si bien

algunos entienden va contra el bienestar animal, es una de las principales medidas que ayudan a conservar las pasturas y por lo tanto reducir los riesgos ambientales, si bien no es el principal factor que influye sobre la pérdidas de nutrientes (Eriksen *et al.*, 2006a), también contribuye a disminuir la incidencia de problemas sanitarios (Glatz y Ru 2004). En general las medidas alternativas al anillado (charcas, áreas de hozado enriquecidas, entre otras) no han sido lo suficientemente efectivas en reducir el daño a la pastura en el largo plazo (Bornett *et al.*, 2003), o han reducido el tiempo de pastoreo (van der Mheen y Vermeer, 2005).

Junto con el anillado, la carga animal ajustada a las características del sistema y condiciones climáticas es clave en la conservación de la pastura (Dalla Costa *et al.*, 2002; Glatz y Ru, 2004). Altas cargas incrementan la pérdida de cobertura vegetal y disminuyen el forraje disponible (Rachuonyo *et al.*, 2002). En pasturas más susceptibles la carga debe ser menor, por ejemplo en pasturas de alfalfa con cerdas reproductivas, la carga animal es una variable fundamental a considerar, cargas por encima de 1500 kg/ha, afectarán la persistencia de la pradera (Caminotti *et al.*, 1995 citado por Dichio y Campagna, 2007). La carga tiene un efecto más importante que la categoría animal, si bien los animales más pequeños parecen ser más dinámicos y producen más daño sobre el tapiz (Dichio y Campagna, 2007).

Sea con el movimiento de la zona de instalaciones o no, hay mayor consenso en que los pastoreos rotativos son los más indicados para conservar pasturas. Los pastoreos rotativos considerando necesidades de las pasturas y carga animal son imprescindibles (Dalla Costa *et al.*, 2002, Dichio y Campagna, 2007). Cuando hay buena disponibilidad de forraje el pastoreo es preferido al hozado y disminuye el tiempo de caminata. Por tanto la tendencia a mayor hozado en áreas pequeñas o con alta carga, puede ser reducida si con rotaciones frecuentes se mantiene una buena cobertura vegetal (Andresen y Redbo, 1999). Kelly *et al.*, 2002 señalan además que sistemas rotacionales permiten retirar animales de las parcelas luego de periodos muy lluvioso.

Otras medidas estudiadas pasan por el tipo de dieta y pastoreos mixtos. Braund *et al.* (1998), encontraron que cerdas no anilladas consumiendo dietas con alto contenido de fibra (restringidas o *ad libitum*) reducen el consumo de pasturas, y el daño en la misma pero no a niveles aceptables. El pastoreo mixto de cerdos con ovinos o bovinos podría mejorar la utilización y conservación de la pastura. Resultados preliminares de pastoreo de cerdas gestantes con vaquillonas, muestran que el rendimiento de las cerdas no cambió en comparación con las cerdas de pastoreando solas. Con pastoreo mixto se evitó la acumulación

de residuos de forraje alrededor del estiércol de las vaquillonas y aumentó el peso de las mismas (Sehested *et al.*, 2000).

2.4.6 Otras consideraciones.

Las alternativas técnicas planteadas previamente, requieren ser acompañadas de cambios que ataquen las causas estructurales, además de las inmediatas. Según Goldblatt (1998), citado por Foladori (2005), existen tres niveles a tener en cuenta en la cuestión ambiental, el hecho objetivo de la degradación, su expresión cultural, y las medidas políticas, jurídicas y económicas derivadas. Por lo que pensamos que las medidas técnicas planteadas deben ser además complementadas con políticas específicas, que contemplen aspectos de conocimiento de la problemática, así como aspectos organizativos y económicos de la producción. El presente trabajo se focaliza en el primer nivel, indagar sobre los hechos objetivos, las causas inmediatas de algunos impactos biofísicos de un sistema de cerdos a campo, desde una visión técnica. Es necesario además trascender la visión técnica, que sólo considera las causas y consecuencias de los problemas ambientales. Es necesario investigar las relaciones que acompañan esos procesos técnicos. Para cada causa existen responsables, para cada consecuencia, beneficiados y perjudicados. Estableciendo esa relación se eleva el problema técnico a una cuestión política, que es la forma en la cual deben ser tratados los problemas ambientales (Foladori, 2005).

3 PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

El tema de investigación del presente trabajo puede enmarcarse dentro de la pregunta ¿Es sustentable la producción de cerdos a campo en gran escala en Uruguay? Está relacionado con la comprensión de los procesos vinculados a la sustentabilidad y la generación de alternativas para los sistemas familiares porcinos; así como a la evaluación de instrumentos metodológicos pertinentes, adecuados y prácticos, que permitan la medición de la dimensión biofísica de la sustentabilidad.

Dentro de esta pregunta mayor surgen varias líneas de problemas a abordar. Estudiar la sustentabilidad en un sentido amplio, implica trabajos interdisciplinarios en diferentes planos interrelacionados, económico, ecológico, político, etc. Pretendemos iniciar el camino hacia la respuesta de la pregunta inicial, a través del estudio de impactos ambientales parciales de la cría a campo de cerdos, analizando aspectos biofísicos o agro ecológicos. Esto no olvida el

necesario carácter socioeconómico inherente a estudios ambientales (Gómez Orea, 1997) y el necesario trabajo interdisciplinario en estudios más completos, destinado a identificar, valorar y corregir los efectos ambientales que diferentes aspectos del sistema productivo (itinerarios técnicos y/o medidas de manejo) pueden causar en la calidad de vida del ser humano y su entorno.

Para poder discutir sobre sustentabilidad biofísica y posibilidades de manejos concretos, relacionados a recursos naturales que participan de sistema de producción, es fundamental realizar consideraciones objetivas sobre efectos en el largo plazo, en su distribución espacial, y en la capacidad de resiliencia o revertir ciertos impactos en el ambiente considerado. En este sentido el centro del presente trabajo es procurar identificar efectos en el largo plazo, del sistema desarrollado en el CRS sobre el suelo. El manejo de la carga animal, la dieta a usar, forma de los piquetes, el manejo del área de servicio y su posición, el tipo de cobertura vegetal, la movilidad del sistema, su rotación de pastoreo e instalaciones, así como con agricultura, son algunos de los aspectos puntuales para los que intentamos brindar información. También realizamos una muy amplia variedad de análisis de suelo, para identificar cuales de los mismos tendrían más relevancia (considerando costos y resultados), para estudiar posibles impactos antes de una intervención antrópica, monitorear impactos de las mismas o ayudar a identificar puntos críticos en relación al manejo sostenible del suelo.

Creemos que las alternativas de manejo de los recursos y estrategias de producción deben ser necesariamente locales, sin descuidar los efectos globales. Dado que la información disponible relacionada a la temática es mayoritariamente extranjera no necesariamente extrapolable y además centrada en efectos en el corto plazo, es imprescindible contar con información en las condiciones nacionales, que permitan un mejor uso de los recursos locales. Estudiar variaciones en el suelo frente a diversas acciones impactantes, contribuiría a poder incorporar criterios de sustentabilidad en las tomas de decisiones políticas y de manejo productivo a todos los niveles.

4 OBJETIVOS

4.1 OBJETIVOS GENERALES

- a) Estudiar la interacción suelo-cerdos-pastura, desde una perspectiva de manejo ambiental y conservación de los recursos naturales en el largo plazo.
- b) Evaluar el efecto del manejo animal y rotación agrícola del sistema de cerdos a campo desarrollado en la Unidad de Producción de Cerdos de la Facultad de Agronomía, sobre algunas propiedades del suelo, como insumo para el diseño de un modelo ambiental sustentable a escala familiar.

4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Comparar el efecto acumulado en 12 años del manejo animal, rotaciones agrícolas y su interacción, del sistema cerdos a campo de la UPC, en relación al mismo suelo bajo “campo natural”, sobre propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo.
- b) Comparar y mapear diferentes zonas en las parcelas, basado en propiedades físico químicas del suelo, relacionándolas al manejo animal y agrícola realizado.
- c) Comparar impactos a diferentes profundidades en las zonas de las parcelas, en relación al manejo animal y agrícola realizado.
- d) Identificar las variables más relevantes y de fácil acceso (considerando muestreo y análisis) que puedan ser usadas directamente en la construcción de indicadores simples o que ayuden a la construcción de indicadores compuestos de calidad de suelo relevantes para el sistema de producción de cerdos y la sensibilidad de las mismas.

5 HIPÓTESIS

5.1 HIPÓTESIS

- a) Los sistemas de producción de cerdos a campo impactan en características físicas, químicas y biológicas del suelo, en el largo plazo.
- b) Los impactos sobre el suelo en el largo plazo presentan diferencias en intensidad y distribución dentro de las parcelas, siendo la zona de servicio donde se presentan las mayores transformaciones del suelo.
- c) La utilización de diferentes cargas animales, tiene gran incidencia en los impactos.
- d) Las diferentes rotaciones agrícolas usadas no influyen sustancialmente en la intensidad y distribución de los impactos sobre el suelo.
- e) Los impactos abarcan la capa superficial y subsuperficial del suelo, siendo mayores en superficie y en la zona de servicio.

5.2 PREGUNTAS A SER RESPONDIDAS

- a) ¿Hay impactos sobre propiedades físicas, químicas y/o biológicas del suelo?
- b) ¿Hay impactos diferenciales espacialmente relacionados al manejo y/o a la infraestructura al interior de las parcelas en estos efectos?
- c) ¿Hay influencia del manejo agrícola y animal, en la intensidad y/o distribución de los impactos considerando el largo plazo?
- d) ¿Cómo varían éstos impactos en profundidad y entre zonas?
- e) ¿Cuales indicadores serían más relevantes para analizar impactos sobre el suelo, considerando importancia de la información, tiempo y costos de muestreos y análisis?

6 MATERIALES Y MÉTODOS

El proyecto busca realizar una descripción de algunos impactos acumulados sobre el suelo producto del sistema de producción de cerdos a campo en el largo plazo (12 años), a través de comparar la “foto actual” de la zona “con cerdos” con la situación de menor impacto antrópico en la zona aledaña “testigo”.

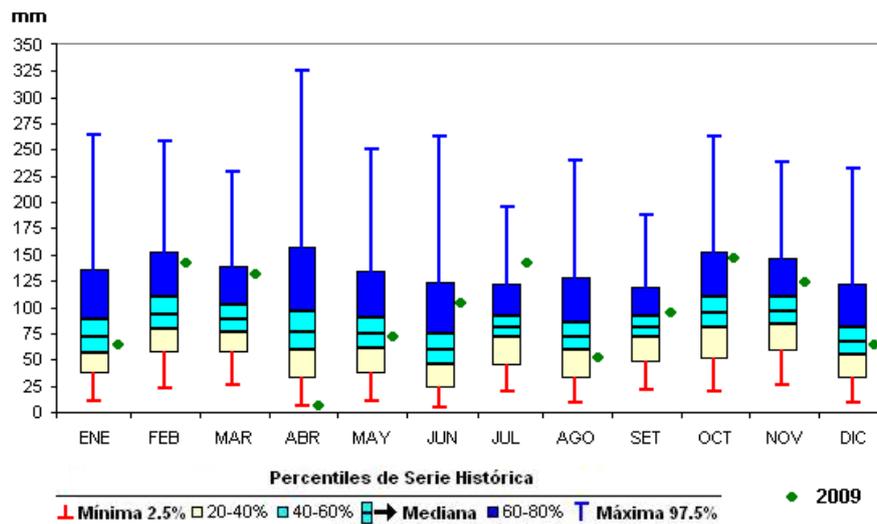
El suelo con cerdos como la zona testigo tuvieron similar manejo previo (incluyendo varios años de agricultura), comenzando a diferenciarse en el manejo en el otoño de 1997 con la siembra de las pasturas y la introducción de los cerdos en la primavera. Los muestreos se realizaron en la primavera del 2009, totalizando 12 años con cerdos. Dentro de la zona de producción de cerdos hay efectos acumulativos diferenciales producto de diferentes manejos, dados por factores animales, vegetales, laboreos, y fertilizaciones entre otros. Dada la dificultad de aislar cada uno de los factores, no se pretende analizar el impacto de cada uno de ellos, sino ver el impacto acumulado en su interacción, y discriminarlos en los casos que sea posible.

6.1 ENTORNO EXPERIMENTAL

El presente trabajo se realizó en la Unidad de Producción de Cerdos (UPC) de la Facultad de Agronomía ubicado en Camino Folle km 35.500 s/n en Juanicó, Canelones, Uruguay (34° 36' 41.09" S 56° 13' 2.82" W). La UPC comprende 10 hectáreas dentro del predio y está dividido en 64 parcelas de 1500 m², en las cuales se mantiene un rodeo reproductor de alrededor de 50 hembras (de razas Pampa-Rocha, Duroc y Cruza Duroc x Pampa-Rocha) y 6 verracos (de razas Pampa-Rocha, Duroc y Large White). En la misma se realiza la etapa de cría de los animales hasta el destete (entre los 56 y 42 días con un peso de camada promedio de 43 kg), y posdestete hasta los 77 días (105 kg promedio por camada). Una descripción de las características y resultados productivos detallada se puede ver en Vadell y Gomez (2003).

El sitio ubicado 34° de latitud Sur presenta clima templado con heladas invernales y precipitaciones anuales en el orden de los 1200 mm (DNM, 2011). De la estación meteorológica más cercana (INIA Las Brujas) se presentan los datos promedio histórico de precipitaciones mensuales y las correspondientes al año del muestreo (Figura 1). Luego del primer muestreo se registró un período de precipitaciones superiores a lo normal, el que mantuvo el suelo con mucha humedad durante el resto del invierno previo al segundo

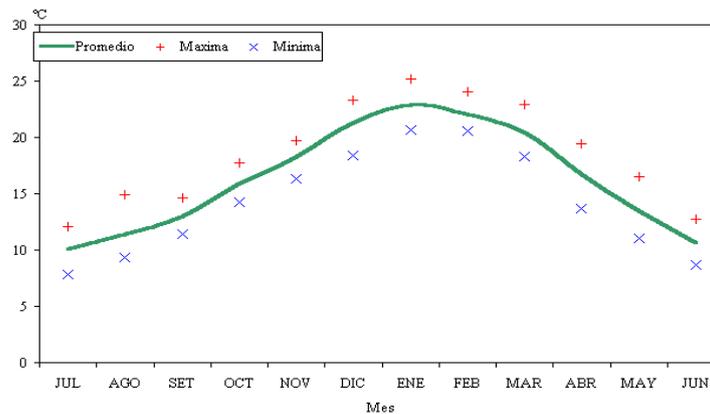
muestreo. La primavera también fue más lluviosa que el promedio atrasando el tercer muestreo hasta principios de diciembre, en los 15 días previos al muestreo llovieron 100 mm.



Fuente: www.inia.org.uy/disciplinas/agroclima

Figura 1. Precipitación mensual en INIA-Las Brujas (1972-2009) y el año de muestreo.

Para el mismo período se obtuvieron las temperaturas medias, mínimas y máximas promedio de la zona, las mismas se presentan en la Figura 2. El año 2009 no presentó grandes diferencias con la serie histórica.



Fuente: www.inia.org.uy/disciplinas/agroclima

Figura 2. Temperatura medias mensuales INIA- Las Brujas (1972-2009).

6.2 SITIO MUESTRAL

El área del ensayo abarca un solo tipo de suelo, cartografiado dentro de la unidad de suelo Tala Rodríguez según la Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay (escala 1:1.000.000, MAP/DSF, 1976), ubicado topográficamente en una ladera alta convexa (pendiente menor al 1%), sobre materiales sedimentarios de la formación Libertad. El suelo corresponde a un Brunosol Eutrítico Típico, coincidiendo con los suelos dominantes de la unidad Tala Rodríguez. El perfil dominante de estos suelos tiene un horizonte A de 25 cm con 3,04 % de MO, pH 6,6 y 22,9 meq/100g de bases totales, seguido de un Bt hasta los 65 cm (MGAP/DSA, 2001). El suelo del estudio tiene un perfil del tipo A-B-C, donde los primeros horizontes son negros, con transición gradual al C de color pardo. El horizonte A se subdivide en dos (0 a 15 y 15 a 30 cm), con transición gradual al horizonte B argilúvico y el C presenta acumulación secundaria de Ca. Coincidiendo a grandes rasgos con la descripción realizada para este tipo de suelos por el MAP/DSF (1979).

El tipo de pasturas utilizado fue, alfalfa (*Medicago sativa*) cultivar Chaná, mezcla de trébol rojo (*Trifolium pratense*) LE 116, trébol blanco (*Trifolium repens*) y achicoria (*Cyathium intybus* cv. INIA Lacerta), sorgo (*Shorghum sp.*) y avena (*Avena sativa*) cultivar Estanzuela1095. En los primeros años de instaladas las pasturas hay presencia de malezas, principalmente rábano (*Raphanus sp.*), cardos y presencia variable de raigras (*Lolium multiflorum*) “guacho” en todos los años. En los sucesivos años aumentan paulatinamente malezas enanas, estipas (*Stipa charruana*) y principalmente gramilla (*Cynodum dactylum*). El control de malezas realizado consistió en pasadas de pastera (en parcelas puntuales) y herbicida Roundup.

En los primeros años se realizó laboreo convencional (superficial o reducido) y del 2002 en adelante siembra directa, nunca se realizó laboreo profundo ni pasadas de cincel. En la fertilización de base, para las praderas mezclas se utilizó 40-100 kg de P₂O₅ y 10-24 kg N/ha, adicionalmente se realizaron refertilizaciones puntuales con bajas dosis de urea. Para la alfalfa se utilizó 80-100 kg/ha de P₂O₅. Siempre se utilizó solo fosfatados, urea o binarios (NP), nunca se fertilizó con potasio, azufre, o con aditivos.

Para el estudio se utilizaron 6 parcelas en dos Sectores, correspondiendo las parcelas B11, B12, B13 al Sector B y las C11, C12 y C13 al Sector C (Figura 3).



Figura 3. Ubicación de las parcelas y área testigo.

Ambos Sectores sobre el mismo tipo de suelo se diferencian por su rotación agrícola. En el sector B la primera pradera fue alfalfa (1997 - 2001) y tuvo avena (vi) seguida de sorgo (vv), en 2006-2007, en tanto que en sector C siempre se trabajó con la misma mezcla trébol rojo, blanco y achicoria (siembras en 1997, 2002 y 2006), al igual que las pasturas implantadas en el sector B sembradas en 2002 y 2007(Tabla 3).

Tabla 3. Rotación agrícola 1997-2009 para las 6 parcelas experimentales.

| Parcelas | Años | | |
|---------------|-------------|-------------|-------------------|
| | 1997 - 2001 | 2002 - 2005 | 2006 - 2009 |
| B11, B12, B13 | Alfalfa | Pradera | vi / vv / Pradera |
| C11, C12, C13 | Pradera | Pradera | Pradera |

Nota: Pradera (trébol rojo, blanco y achicoria); vi/vv (verdes invierno/verdeo verano)

Los barbechos (desde el retiro de los animales a la nueva ocupación) de la rotación son muy largos, el sector B tuvo 5 cultivos, con 4 barbechos totalizando 695 días (174 días promedio cada barbecho), en tanto el sector C tuvo 4 cultivos con 3 barbechos totalizando 758 días (253 días promedio cada barbecho).

Se tomó como testigo suelo en laterales de los parcelas (Figura 3), el cual se mantuvo con vegetación espontánea con pasadas de pastera esporádicas (sin laboreo, fertilización, ni siembra), representando el manejo de menor impacto antrópico sobre el suelo.

Las parcelas sobre los que se tomaran las muestras tienen todos la misma forma rectangular (20 m de frente x 75 m) totalizando cada una 1500 m², separadas por dos hebras de alambre electrificado, con una paridera de campo móvil “tipo Rocha” (Vadell y Barlocco, 1995), suministro de agua mediante un bebedero automático (tipo chupete) sobre el camino de servicio y de ración en cubiertas de camión cortadas al medio movidas regularmente.

En cada parcela podemos diferenciar en base al manejo dos grandes zonas: la “de servicio” y la “de pastoreo” (Figura 4). A la zona de servicio la subdividimos en dos, la zona I no laboreada ni fertilizada (20 x 8 m), en general engramillada o con importante área de suelo desnudo y la zona II correspondiente a la parte de pastura implantada utilizada como zona de servicio cuando la pastura va envejeciendo. La zona III se corresponde con el área de pastura implantada típicamente de pastoreo. El límite entre la zona II y III no está claramente definido, variando con el tiempo y estado de las pasturas, a medida que la pastura envejece se agranda el área de servicio.

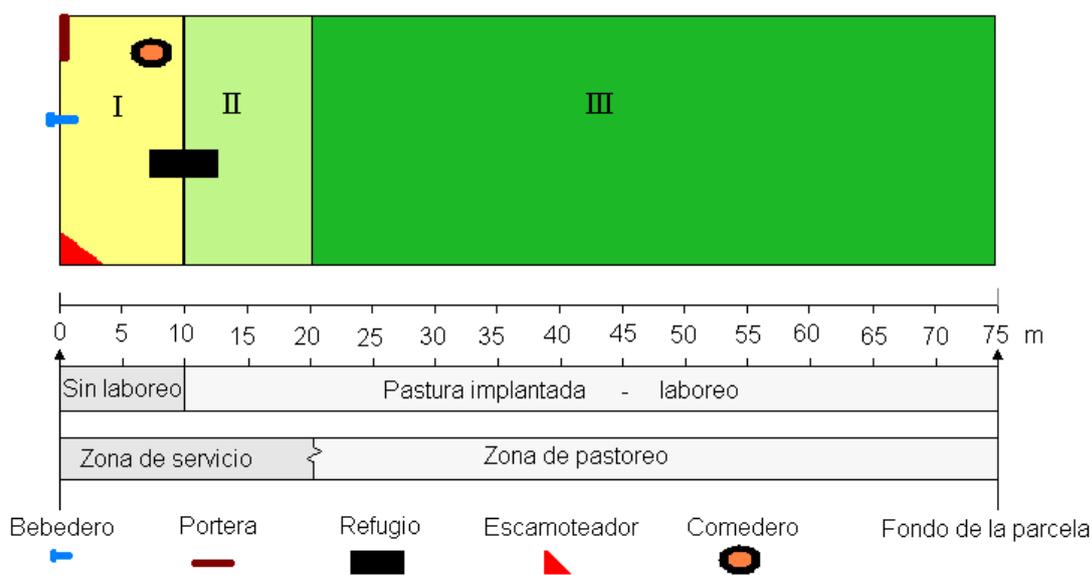


Figura 4. Esquema de las zonas e infraestructura de las parcelas.

Las únicas 3 estructuras fijas de la parcela (el bebedero, la portera y el escamoteador donde se da ración a los lechones) se encuentran en la zona I. Durante el primer año de instaladas las praderas el servicio a los animales (suministro de agua, ración y localización del refugio) se realiza en ésta zona (13% del área), a medida que la zona va quedando con suelo desnudo, particularmente en períodos de lluvia se forma mucho barro, entonces se comienza a utilizar la zona II “sacrificando” parte de la pastura instalada para el servicio de los animales llegando a utilizarse el 29% del área, cuando la pastura instalada ya prácticamente es inexistente. En el

promedio de los años el área de pastoreo representa alrededor del 75% de la superficie total de cada parcela.

Al momento del muestreo (invierno-primavera 2009) en las parcelas del sector B la zona I estaba severamente impactada con un alto porcentaje de suelo desnudo (13% del área). La zona II la vegetación estaba solo en parte destruida (9 % del área). La zona III moderadamente impactada con la vegetación dominada por las especies sembradas (75 % del área). En los laterales y el fondo de las parcelas había trillo, presumiblemente con un elevado nivel de compactación sin pastura (3 % del área). En las parcelas del sector C la zona I estaba severamente impactada con un alto porcentaje de suelo desnudo (13% del área). La zona II la vegetación estaba fuertemente dañada y dominada por gramilla (16 % del área). La zona III moderadamente impactada con escasa presencia de las especies sembradas (66 % del área). En los laterales y el fondo de las parcelas había un trillo continuo, presumiblemente con un elevado nivel de compactación y sin pastura (5 % del área).

6.2.1 Manejo animal

Todo el ciclo reproductivo se realiza en parcelas con pasturas, manteniéndose los animales en grupos según el estado fisiológico y condiciones de manejo. Las categorías manejadas son: cerdas lactantes (cl), lechones (lch), cerdas gestantes (cg), lechones post destete (lpd), cachorras de recría (cr) y verracos (v).

La rotación de los animales en las parcelas es a tiempo fijo en el caso de las madres lactantes, que son mantenidas individualmente con su camada desde una semana antes del parto hasta el destete y los lechones en posdestete (en grupos de menos de 24 lechones) hasta los 77 días de edad. En el caso de cerdas gestantes y verracos la ocupación es variable, procurándose mantener en lotes de 3 animales por un período de entre 2 y 4 semanas en cada parcela, según el estado de las pasturas y otros criterios de manejo (Tabla 4). Luego los animales se retiran a otra parcela y se mueve la paridera de la parcela vacía 10 m de donde estaba como medida sanitaria.

Tabla 4. Tamaño del lote y tiempo de ocupación de las parcelas, por categoría animal.

| Categoría | animales por parcela | | días ocupación | |
|-----------------------------|----------------------|--------|----------------|--------|
| | media | máximo | media | máximo |
| cerdas gestantes | 2,5 | 6 | 11 | 55 |
| cerdas gestantes + verracos | 3 | 6 | 15 | 56 |
| cerdas lactantes | 1 | 1 | 56 | 87 |
| lechones postdestete | 12 | 21 | 26 | 53 |

Durante los 4450 días considerados (desde octubre 1997 a noviembre 2009), en promedio cada parcela fue ocupada con cerdos 2231 días (50%) y el período sin cerdos fue 2219 días (50%), de los cuales 656 días (15%) correspondieron a “barbecho” (Tabla 5).

Tabla 5. Días de ocupación de las parcelas

| Parcela | Días de Ocupación | | |
|---------|-------------------|-------------|---------------------|
| | d totales | % del total | d año ⁻¹ |
| B11 | 2255 | 51 | 187 |
| B12 | 1825 | 42 | 152 |
| B13 | 2029 | 46 | 169 |
| C11 | 2569 | 58 | 213 |
| C12 | 2485 | 57 | 206 |
| C13 | 2220 | 50 | 183 |

El criterio de entrada y salida de las parcelas respondió en primera instancia a necesidades locativas y de manejo animal y secundariamente a criterios de manejo de las pasturas para el pastoreo, por lo que no se respetaron criterios como altura mínima al ingreso (u otras criterios de oferta), ni días de descanso suficientes para las pasturas acordes con las condiciones ambientales de crecimiento. En promedio considerando todas las categorías el pastoreo fue muy intenso, con ocupaciones de 23 días seguidas con descansos de 17 días.

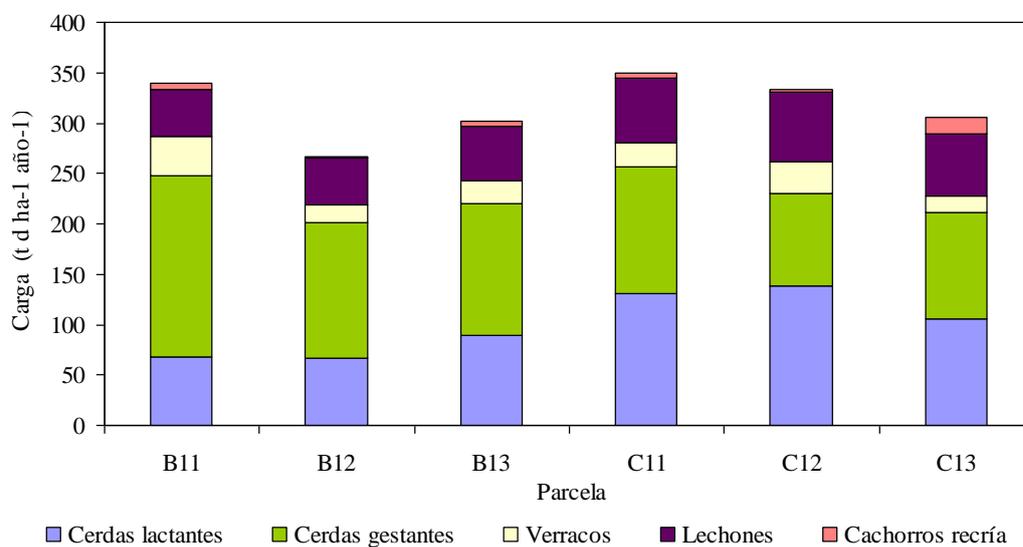
La intensidad de utilización de las parcelas fue determinada según la cantidad de animales por días en una hectárea anualizados (animales d ha⁻¹ año⁻¹) y en la masa de los mismos (t d ha⁻¹ año⁻¹) (Tabla 6). Para calcular la masa animal de cada categoría se utilizó el peso promedio por animal de cada categoría del CRS, siendo para cerdas gestantes, lactantes, verracos, lechones posdestete y cachorras recría de 130, 160, 190, 15 y 60 kg respectivamente.

Tabla 6. Carga según categoría (animales d ha⁻¹ año⁻¹), y carga total (t d ha⁻¹ año⁻¹), por parcela.

| Parcela | Reproductores | Lechones y cachorras | Carga total* |
|----------|--|----------------------|---|
| | (animales d ha ⁻¹ año ⁻¹) | | (t d ha ⁻¹ año ⁻¹) |
| B11 | 2016 | 1876 | 339 |
| B12 | 1546 | 1834 | 267 |
| B13 | 1686 | 1977 | 302 |
| C11 | 1912 | 1916 | 350 |
| C12 | 1736 | 2088 | 334 |
| C13 | 1556 | 2442 | 305 |
| Promedio | 1742 | 1876 | 316 |

Nota: peso de todos los animales por días (todas las categorías) anualizadas por hectárea

La parcela B12 tuvo la menor carga animal tanto en número de animales como en masa, en tanto que la parcela C11 fue la que tuvo la mayor carga en masa, si bien no fue la que tuvo más animales día. Las 6 parcelas mantuvieron relaciones similares en la carga por categoría, la diferencia más notoria fue que el sector C tuvo más cerdas lactantes (por lo tanto más consumo de ración) que las 3 parcelas del sector B (Figura 5).

**Figura 5.** Carga animal (t d ha⁻¹ año⁻¹), por parcela, según categoría animal.

La alimentación utilizada se basa en ración balanceada (molida) y pasturas. En forma permanente los animales de todas las categorías disponen de pasturas, y suministro de ración una vez al día (en la mañana). El contenido de energía y proteína de la ración utilizada durante los 12 años al igual que el resto del manejo no ha variado, para los reproductores

contiene 13,8 % de proteína cruda y 13,8 MJ/kg de energía digestible. A las madres se les suministra diariamente durante la gestación 1,25 kg de ración y durante la lactancia 3,0 kg de ración, agregando 0,25 kg por cada lechón amamantado. A los verracos del rodeo durante toda su vida adulta se les suministra 3,0 kg de ración por día.

A los lechones se les suministra ración en un escamoteador, a voluntad desde los 21 días hasta el destete, y en posdestete según el peso vivo, esta ración contiene 20,3 % de proteína cruda y 14,6 MJ/kg de energía digestible. Para una descripción más detallada de las instalaciones y manejo de la UPC puede verse Vadell (1999) y Monteverde (2001).

6.3 MUESTREOS

La estrategia planteada comprendió dos fases, en la primera se obtuvo información acerca del manejo animal detallado y la magnitud de las variaciones en propiedades físicas del suelo, sobre 6 parcelas con cerdos, con dos rotaciones agrícolas (3 parcelas por rotación). El Muestreo I se realizó sobre una grilla de 5 x 5 m en 6 parcelas, midiendo resistencia del suelo en profundidad. El Muestreo II buscó obtener información acerca de la magnitud de las variaciones en propiedades químicas del suelo, realizado con la misma grilla tomando muestras en superficie (0-15 cm) en 4 parcelas. En la segunda fase, el Muestreo III (3 diciembre 2009) se realizó en el área testigo y 3 zonas contrastantes para cada una de las 6 parcelas, en dos estratos de profundidad (0-15 y 15-30 cm).

Muestreo I (23 y 24 de junio 2009). Se estudió la resistencia a la penetración en suelo a capacidad de campo, hasta 46 cm de profundidad cada 2 cm, en 6 parcelas (B11, 12 y 13 y C11, 12 y 13) utilizando un grillado de 5 x 5 m, tomando el dato correspondiente al centro de cada celda con tres repeticiones (n= 360 para cada profundidad) (Figura 6) y 20 datos con tres repeticiones cada uno en el área testigo (n=20).

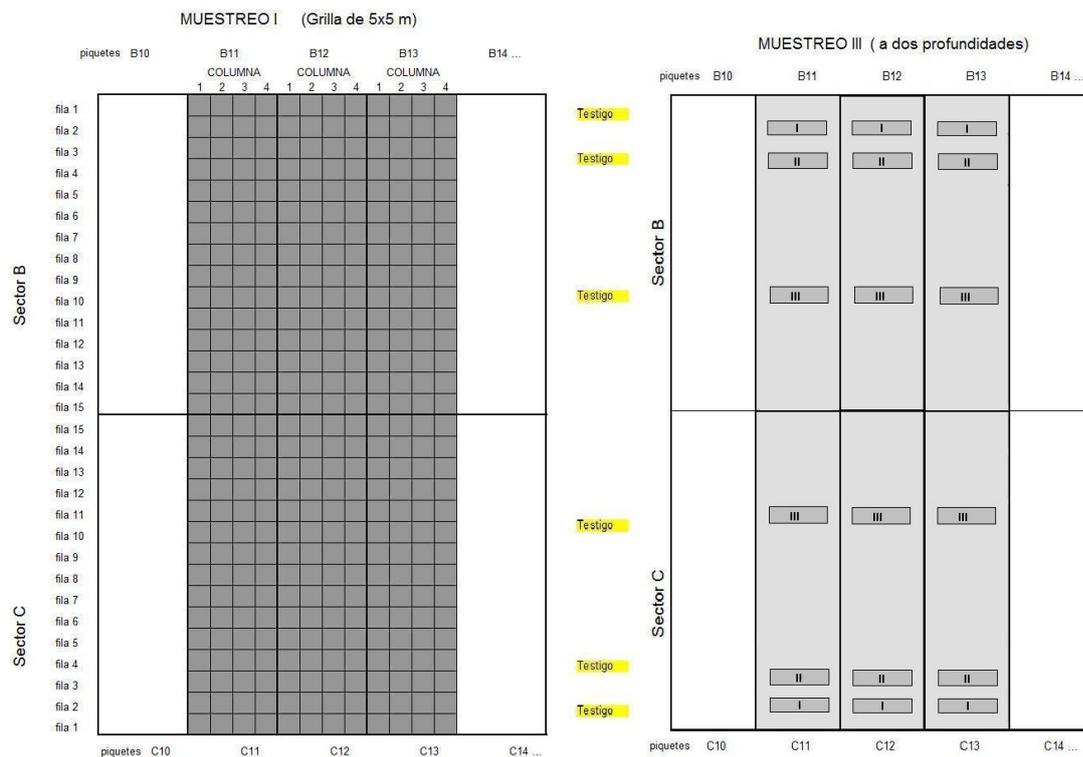


Figura 6. Esquema espacial de los muestreos.

Muestreo II (4 y 5 de agosto 2009). En el mismo sitio y misma grilla de 5 x 5 m del muestreo anterior pero en 4 parcelas (B12 y 13 y C 12 y 13), se tomaron muestras de suelo en superficie (de 0 a 15 cm) con calador manual. Las muestras fueron compuestas de 12 tomas, en un radio de 80 cm en torno al centro de cada celda (totalizando 240 muestras compuestas).

Muestreo III (3 y 4 diciembre 2009). En base a los datos anteriores dentro de cada parcela se delimitaron 3 zonas, “I” (mayor impacto), “II” (impacto moderado) y “III” (impacto leve). En cada una de estas zonas se tomo una muestra compuesta en superficie (0 -15 cm) y una en profundidad (15-30 cm) para los análisis de suelo (18 muestras en superficie y 18 en profundidad). Las muestras fueron compuestas de 12 tomas por zona, se marcaron 3 puntos por zona (5, 10 y 15 m del borde lateral) y en un radio de 50 cm de cada punto se tomaran 4 tomas (totalizando 12 tomas). Las muestras del área testigo (en el lateral de la zona de estudio) se realizaron de igual forma, totalizando 24 muestras (12 en superficie y 12 en profundidad). En los 30 sitios y en ambas profundidades se tomaron muestras para densidad aparente con calador y paralelamente se realizaron determinaciones de resistencia a la compactación con tres repeticiones en todos los puntos de muestreo.

Cada unidad muestral de los muestreos II y II estuvo integrada por una muestra compuesta por 12 tomas, este tipo de muestras compuestas tiene ventajas y desventajas. La desventaja es que valores extremos en una toma afectan la concentración en la muestra compuesta sin ser detectados, dificultando el estudio de la variabilidad espacial. Para los objetivos definidos del estudio, el empleo de muestras compuestas fue relevante dada la necesidad de lograr mayor representatividad de la zona y la necesidad de buscar alternativas que reduzcan los costos de muestreo y analíticos. El sitio de muestreo, tanto el número de parcelas como el suelo testigo, estuvo limitado por la disponibilidad de las condiciones requeridas en los mismos, y el número de muestras limitado por los costos analíticos.

6.4 ANÁLISIS

Las muestras inmediatamente luego de tomadas en todos los casos (excepto para respiración microbiana, incubación, MOP y DA) fueron desmenuzadas y secadas en estufa a 45°C, posteriormente molida en molino y tamizado a 2 mm.

Las determinaciones de pH se realizaron en agua destilada, relación suelo:agua 1:2,5 (Dewis y Freitas, 1970) y en relación 1:1, en ambos casos con electrodo de pH Orion Research 701A. Las determinaciones de conductividad eléctrica se realizaron en suspensión en agua (relación suelo:agua 1:2,5 y 1:1) con un conductímetro Orion 122. Los contenidos de carbono orgánico del suelo (COS) y en la materia orgánica particulada (MOP) se determinaron por oxidación con $K_2Cr_2O_7$ en H_2SO_4 (Nelson y Sommers, 1996) y determinación colorimétrica (600 nm). Los contenidos de P asimilable por método Bray 1 (Bray y Kurtz, 1945) con determinación colorimétrica a 660 nm. Las determinaciones de Cu, Zn disponible se realizaron de acuerdo al método definido por Rhue y Kidder (1983) usando Mechlich III como extractor.

Para las determinaciones de MOP y no particulada (MONP), las muestras fueron desmenuzadas a mano a tamaño de partícula lo más pequeño posible sin tamizado y secadas en estufa a 60°C durante 24/48 horas. Para el fraccionamiento físico una muestra de 50 g fue agitada con NaCl 0,05M durante 16 hs y luego tamizada según Cambardella y Elliot (1992), separando las fracciones de materia orgánica particulada (MOP >200 μm , y entre 50 y 200 μm), y no particulada (MONP < 50 μm). Las determinaciones de P orgánico en la MOP se realizaron por el método de ignición (Saunders y Williams, 1955).

Para estudiar la respiración microbiana (RM) el material se almaceno sin secado en heladera a 4°C analizado dentro de las 24 hs siguientes, desmenuzandolo a mano, procurando un tamaño de partículas de 2 mm. Para la determinación de la evolución de CO₂ al inicio de la incubación se pesaron 50 g de suelo fresco en vasos de 50 mL; éstos se colocaron en frascos de 1 L cerrados herméticamente, con un recipiente con 5 mL de NaOH 0,25 M. El exceso de NaOH se titulo con HCl 0,1 M (Hassink, 1994). Se calcula el CO₂ liberado por diferencia respecto al CO₂ atrapado en frascos control sin suelo.

Para el análisis de N mineral en suelo la extracción se realizó agitando 20 g de muestra con 100 mL de KCL 2M, por 1 hora. Se determinó N-NO₃ por colorimetría (540 nm); luego de la reducción de NO₃⁻ a NO₂⁻ a través de una columna de cadmio (Reacción de Griess-Ilosvay; Mulvaney, 1986). El N-NH₄ se determinó colorimetricamente (660 nm) según el método de Berthelot (Rhine *et al.*, 1998). Las determinaciones de nitrógeno potencialmente mineralizable (NPM) se realizaron según Waring y Bremner modificado por Keeney (1982) incubando las muestras de suelo a 40°C durante dos semanas, al fin de las cuales se determinó el NH₄⁺ producido.

Para la determinación de bases (Na, K, Ca y Mg) se utilizó como extractante Mechlich III (Mehlich, 1984), con una relación suelo:solución de 1:10 y determinación por AAS.

La resistencia a la penetración (RP) se midió utilizando un penetrómetro Agridry Rimik, modelo CP20, hasta una profundidad de 46 cm cada 2 cm, realizando 3 repeticiones en el centro de cada celda. La densidad aparente se estimó siguiendo el método descrito por Blake y Hartge (1986).

Análisis estadísticos.

Los valores empíricos de la grilla (5 x 5 m) de los Muestreos I y II fueron utilizados en la interpolación para generar representaciones espaciales de la RP a diferentes profundidades y la concentración de COS, PBray, N-NO₃, N-NH₄, Nmin, CE y pH en superficie. Para lo cual se utilizó el método de interpolación local "Splines" con la función matemática de Spatial Analyst del Arcview GIS 3.2.

Una vez definidas las 3 zonas con cerdos, con los datos del muestreo III se realizó un análisis estadístico entre zonas. Para comparar las variables entre las 3 zonas con cerdos y la zona testigo, se analizó si existen diferencias significativas entre ellas, asumiendo un nivel de

confianza del 95%. Se aplicó el modelo ANOVA de Tipo I, considerando el efecto fijo de la zona. El ANOVA tiene como requisito distribución normal y homogeneidad de varianzas, por lo que para probar normalidad se utilizó el test de Shapiro Wilk, y para probar homogeneidad de varianza, el test de Bartlett. Cuando no se cumplieron las hipótesis de normalidad y/o homogeneidad de varianza (PBray, Psol, N-NO₃, N-NH₄, K, Zn, CE y NPM en superficie, y PBray, Psol, N-NO₃ y Nmin en profundidad), se aplicó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis que no requiere supuestos de distribución.

Para identificar entre que zonas existieron diferencias significativas, en los casos en que el ANOVA dio diferencias significativas, se utilizó el test a posteriori de Bonferroni. En los casos en que al aplicar el test de Kruskal-Wallis se obtuvieron diferencias significativas, se usó el test a posteriori de Mann Whitney corregido por el criterio de Bonferroni.

Para comparar las variables entre las 3 zonas de las parcelas del suelo con cerdos, se analizó si existen diferencias significativas entre ellas, asumiendo también un nivel de confianza del 95%. Se aplicó el modelo ANOVA de Tipo I, considerando la rotación y la zona como efectos fijos, la parcela anidada en rotación y la interacción entre carga y zona. Para probar normalidad se utilizó el test de Shapiro Wilk, y para probar homogeneidad de varianza, el test de Breusch-Pagan. Cuando no se cumplieron las hipótesis de normalidad y homogeneidad de varianza se realizaron transformaciones logarítmicas de las variables (utilizado para analizar PBray, Psol y CE). Si aún con dichas transformaciones no se cumplen los supuestos del ANOVA (Zn en superficie y PBray, Psol y N-NO₃ en profundidad), se aplicó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis.

Para los casos en que el ANOVA dio diferencias significativas, se utilizó el test a posteriori de Bonferroni para identificar entre que zonas existieron diferencias significativas. En los casos en que al aplicar el test de Kruskal-Wallis se obtuvieron diferencias significativas, se usó el test a posteriori de Mann Whitney corregido por el criterio de Bonferroni.

Los datos se procesaron con el programa estadístico STATA/SE versión 10.1. A menos que se indique lo contrario, las diferencias mencionadas en el texto son significativas al nivel del 5%.

El grado de asociación entre las variables se analizó con el coeficiente de correlación de Pearson (r), que expresa en términos relativos la proporción de la variación total compartida por ambas variables, para lo cual se utilizó el programa R versión 2.13.0 (2011).

7 RESULTADO Y DISCUSIÓN

7.1 DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE IMPACTOS (Muestras I y II).

Luego de 12 años de instalado el sistema de producción de cerdos, se observa una serie de efectos en el suelo, con gran variabilidad espacial. Entre ellos, cambios físicos diferenciados según la zona de la parcela y en relación al suelo testigo. En términos generales el sistema de producción tuvo un efecto perjudicial en la compactación del suelo, especialmente en el área de servicio sin laboreo.

Los mayores impactos negativos reflejados en el cambio de resistencia a la penetración (RP) se observaron en la zona de servicio (Figura 7), particularmente en los primeros 10 m desde el camino exterior (filas 1 y 2 de la grilla, Figura 6). Pese a que esta zona no había recibido laboreo mecánico, fue la más usada para el servicio a los animales y de menor crecimiento vegetal. Esta localización de impactos físicos coincide con las observaciones realizadas por Zihlmann *et al.*, (1997), Menzi *et al.*, (1998) y Quintern y Sundrum (2006), quienes describen al área de suelo cercana a comederos, bebederos, refugios y zonas con agua como las más afectadas en su estructura, por los cerdos a campo. El suelo con cerdos tuvo valores promedios mayores de RP en los primeros 8 cm de profundidad y a profundidades mayores a 30 cm, en relación al suelo testigo.

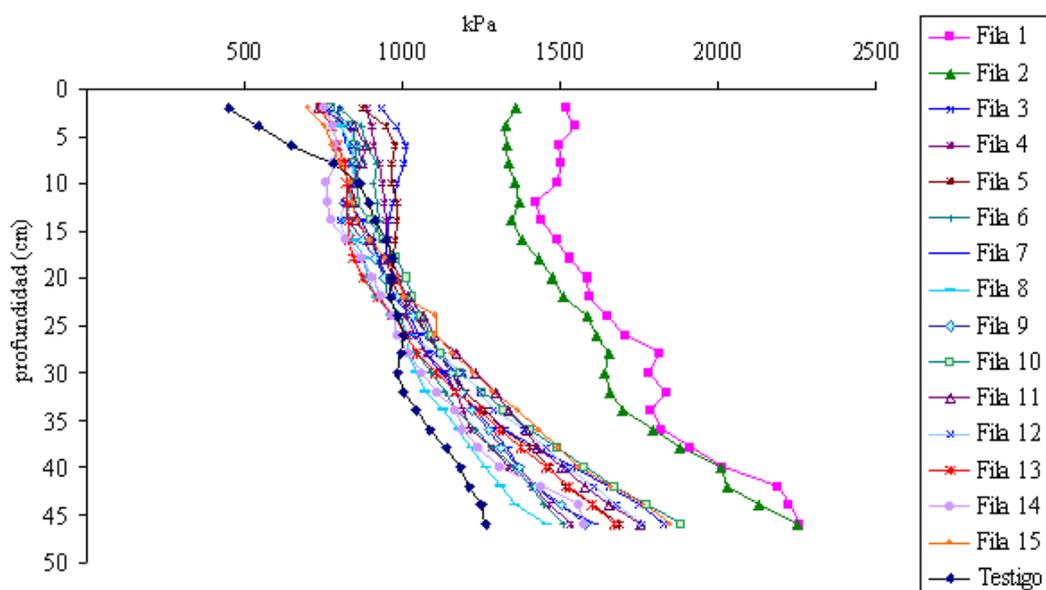


Figura 7. Resistencia a la penetración (kPa) según profundidad, en el promedio de las seis parcelas de cada fila de la grilla (5 x 5 m).

No encontramos diferencias importantes en RP entre los laterales y el centro de los piquetes como describieron Galvão *et al.*, (1998), así como tampoco entre parcelas y sectores entre ellos a ninguna de las profundidades analizadas (Figura 8).

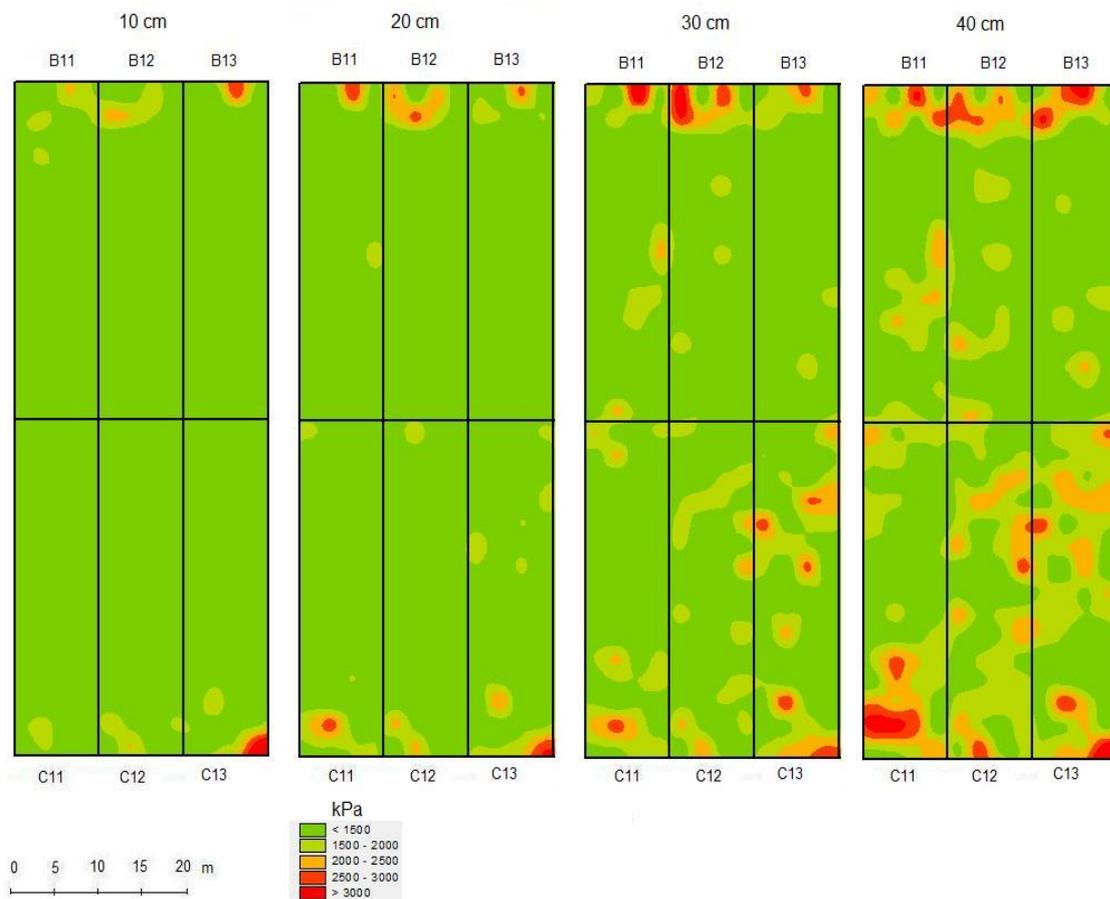


Figura 8. Distribución espacial de la resistencia a la penetración (kPa), en las seis parcelas para diferentes profundidades. Contorno del diagrama creado por interpolación local (spline) entre los valores de las muestras en grilla (5 x 5 m).

En las capas superficiales del suelo la RP es menor a medida que nos alejamos de las instalaciones (Figura 8). Pero a profundidades mayores a 30 cm, si bien los primeros 10 m continúan siendo los más compactados, en el resto del área no hay una relación clara con la distancia a las instalaciones. A diferencia de los trabajos revisados, que observaron compactación usualmente limitada en toda el área a los primeros 7 a 15 cm y sólo en situaciones puntuales muy localizadas a profundidades mayores (Menzi *et al.*, 1998; Quintern y Sundrum 2006; Ausilio *et al.*, 2007), en el presente trabajo el suelo con cerdos mostró tendencia a mayor RP en profundidad (30 a 46 cm) en toda el área en relación al testigo.

El sistema de producción también modificó propiedades químicas del suelo, diferenciadas espacialmente. La gran variabilidad observada en el contenido de COS y nutrientes (Tabla 7) generó parches y en algunas situaciones áreas claramente diferenciadas, siguiendo patrones similares entre parcelas.

Tabla 7. Contenido de COS, nutrientes, pH y CE para las cuatro parcelas (n = 240).

| | COS | P Bray | N-NO ₃ | N-NH ₄ | Nmin | pH | CE |
|----------|--------------------|--------|---------------------|-------------------|-------|-----|---------------------|
| | g kg ⁻¹ | | mg kg ⁻¹ | | | | μS cm ⁻¹ |
| Promedio | 19,9 | 84 | 10,7 | 10,5 | 21,3 | 6,0 | 121 |
| mínimo | 8,2 | 20 | 3,3 | 5,1 | 10,3 | 5,5 | 70 |
| máximo | 41,0 | 443 | 72,5 | 46,9 | 100,7 | 6,6 | 520 |
| DS. | 5,4 | 52,5 | 9,8 | 4,3 | 12,4 | 0,2 | 74 |
| CV (%) | 27 | 63 | 91 | 41 | 58 | 4 | 61 |

Nota: conductividad eléctrica (CE) medida en relación suelo agua 1:2,5

El COS tuvo un coeficiente de variación entre muestras del 27% (entre 1,4 y 7,1% de MO), sin un claro patrón de distribución espacial (Figura 9), presentando valores promedios inferiores a los reportados para este tipo de suelo bajo uso agrícola (Duran, 1991), pero superiores a los reportados bajo usos hortícolas (García *et al.*, 2011). El COS no se correlacionó con las otras variables del muestreo II, salvo en la zona I donde tuvo correlaciones positivas bajas pero significativas ($p < 0,01$) con la concentración de P Bray, N-NO₃ y CE ($R^2 = 32\%$, 21% , 28% , respectivamente).

El pH fue la característica menos variable, observándose de todas maneras una cierta tendencia a valores más ácidos en la zona de pastoreo y particularmente valores más básicos en los primeros 5 metros de la zona de servicio (Figura 9). El pH tampoco se correlacionó con el resto de las variables, nuevamente a excepción de la zona I donde tuvo baja correlación negativa con N-NO₃ ($R^2 = 22\%$, $p < 0,01$).

El P Bray presentó concentraciones altas en un área importante (mayor a 50 mg kg⁻¹ en el 60% del área), correlacionadas con la concentración de N-NO₃ (Figura 11). En el área de pastoreo solo se observó diferencias entre las rotaciones en la concentración de P Bray, donde el sector B que recibió 40 kg/ha más de P₂O₅ en el acumulado de fertilización en los 12 años (y la fertilización más reciente) tuvo mayores valores.

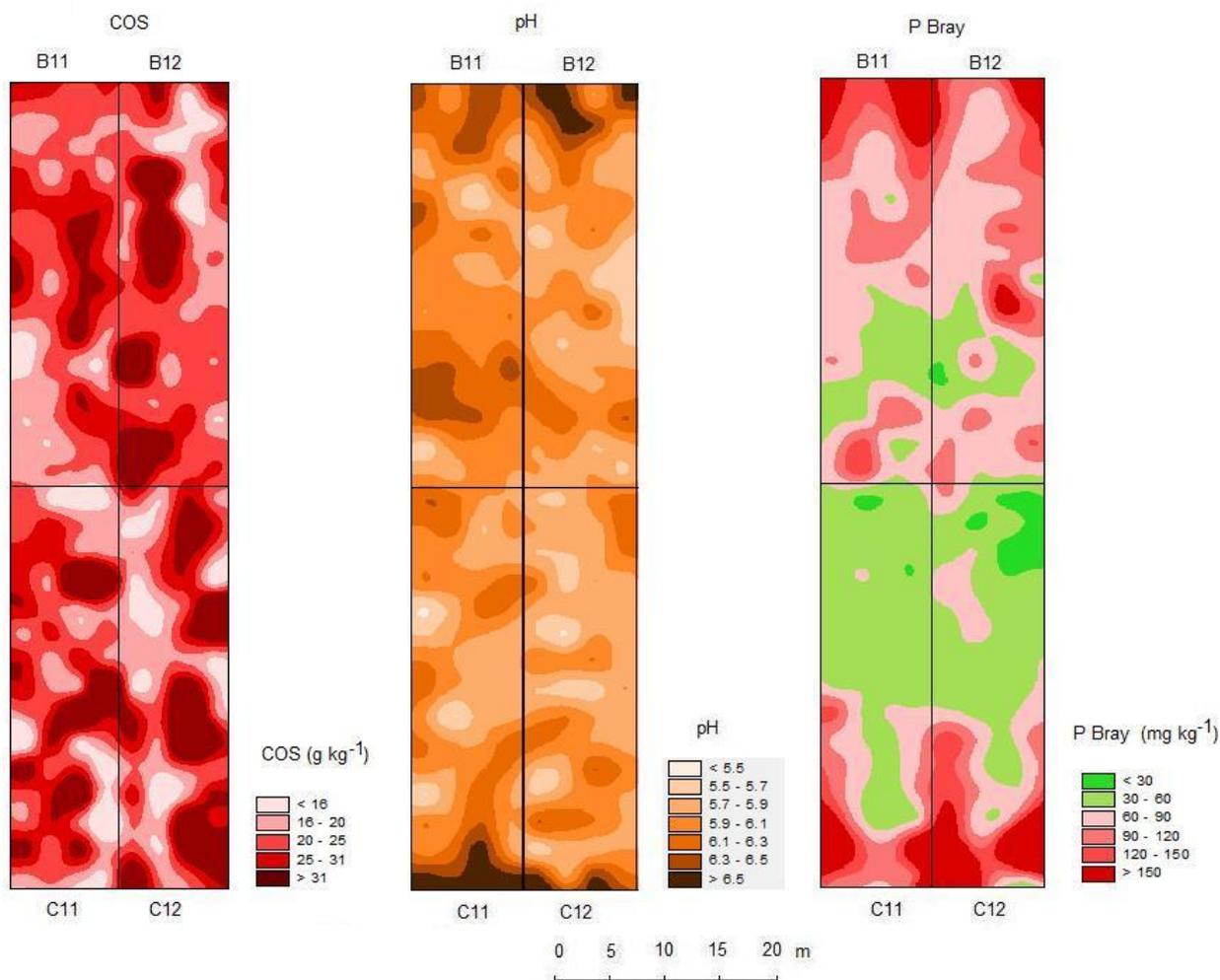


Figura 9. Distribución espacial del COS (g kg^{-1}), pH y P Bray (mg kg^{-1}) en superficie (0-15 cm), en las cuatro parcelas. El contorno del diagrama fue creado por interpolación lineal entre los valores de las muestras en grilla (5 x 5 m).

La distribución espacial de P Bray, N-NO₃, N-NH₄, N min y CE no fue ni uniforme ni al azar, todas tuvieron los valores máximos en los primeros 10 m de las parcelas (Figura 9, 10 y 11), disminuyendo al alejarse de la zona I. Esta distribución se asemeja a la descrita por Eriksen y Kirstensen (2001) en el sentido que los nutrientes disminuyen a medida que nos alejamos de las instalaciones. En nuestro trabajo no encontramos efectos muy importantes de los bordes, pero hay que tener en cuenta que las tomas de muestras más cercanas eran a más de 2 m de los mismos.

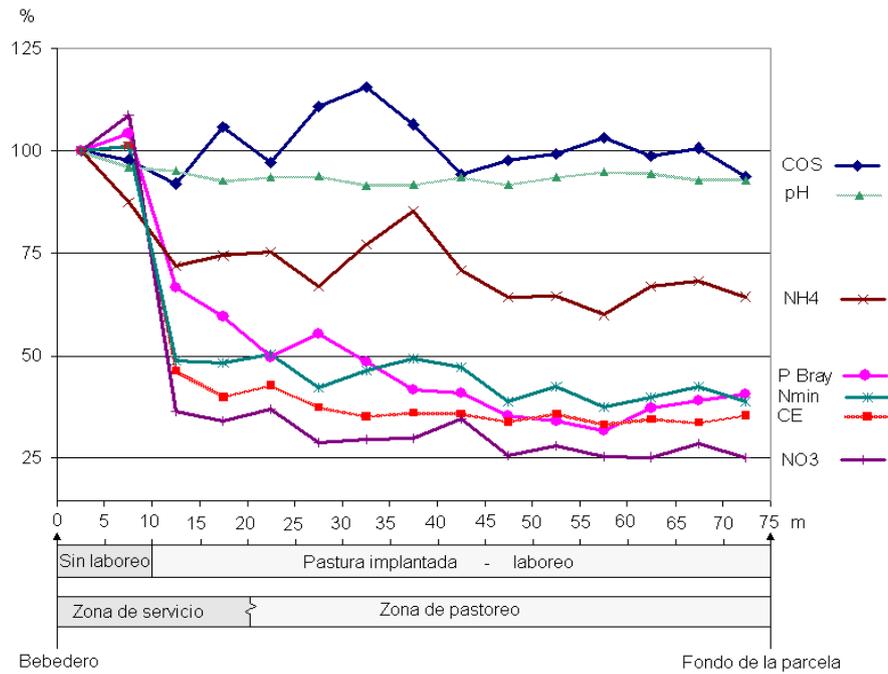


Figura 10. Variación relativa en función de la distancia a la primera fila (100%), para COS (g kg^{-1}), pH, CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$), P Bray, Nmin, N- NO_3 y N- NH_4 (mg kg^{-1}), promedio de 4 parcelas.

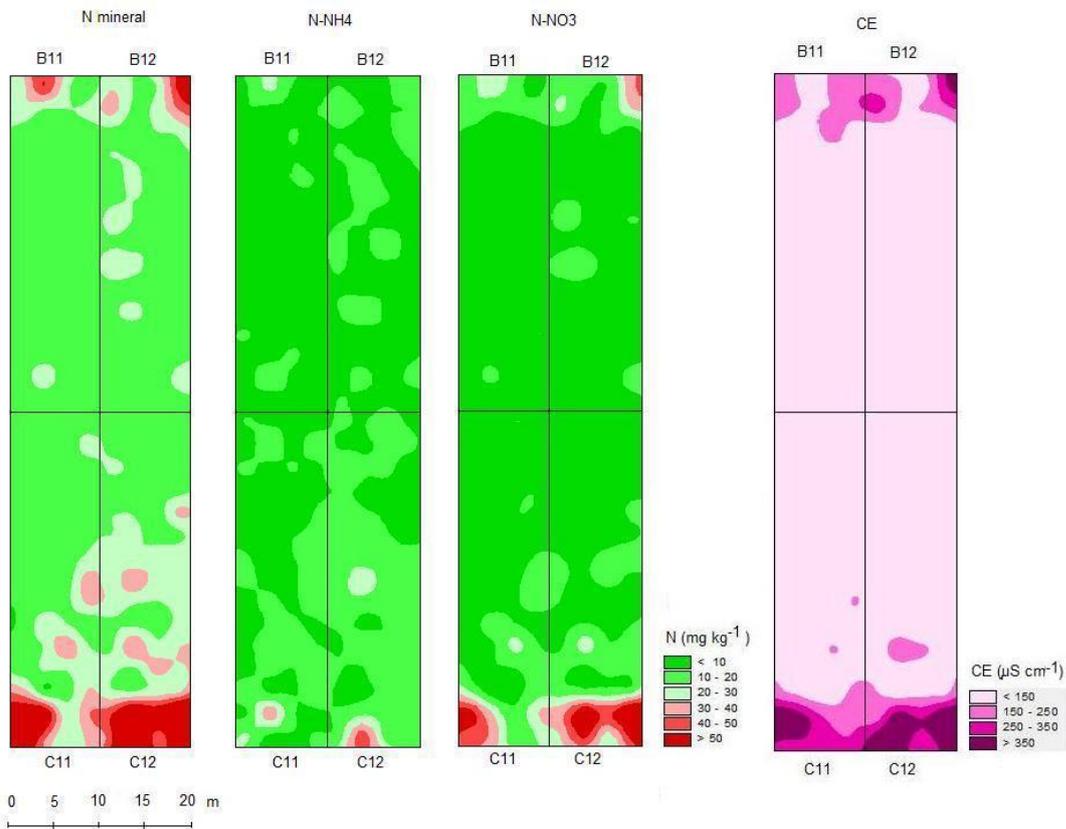


Figura 11. Distribución espacial de Nmin, N- NO_3 y N- NH_4 (mg kg^{-1}) y CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$ extracto suelo:agua 1:2,5) en superficie (0-15 cm), en las cuatro parcelas. El contorno del diagrama fue creado por interpolación lineal entre los valores de las muestras en grilla (5 x 5 m).

La concentración de N-NO₃ fue relativamente baja (inferior a 10 mg kg⁻¹ en el 75% del área), de todas maneras explicó gran parte de la variación del N mineral y estuvo altamente correlacionada con la CE y el P Bray considerando todos los datos (Figura 12 y 13) y a la interna de cada una de las zonas (datos no mostrados).

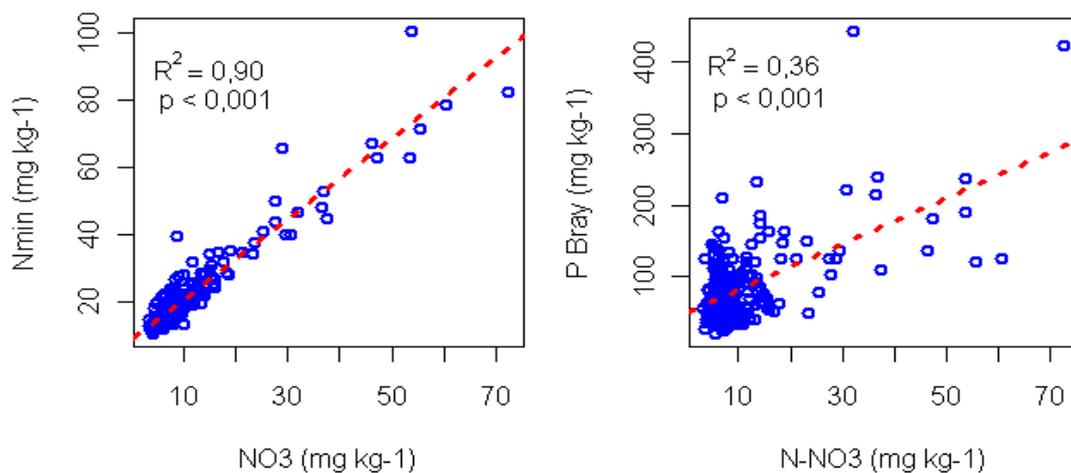


Figura 12. Relación N-NO₃ con Nmin (mg kg⁻¹) y P Bray con N-NO₃ (mg kg⁻¹), todos los datos (n = 240).

La CE además de estar altamente correlacionada con el N-NO₃, tuvo relación lineal con el P disponible en el suelo con cerdos (Figura 13), mostrando condiciones de mayor salinidad en la zona de servicio, particularmente en la zona I.

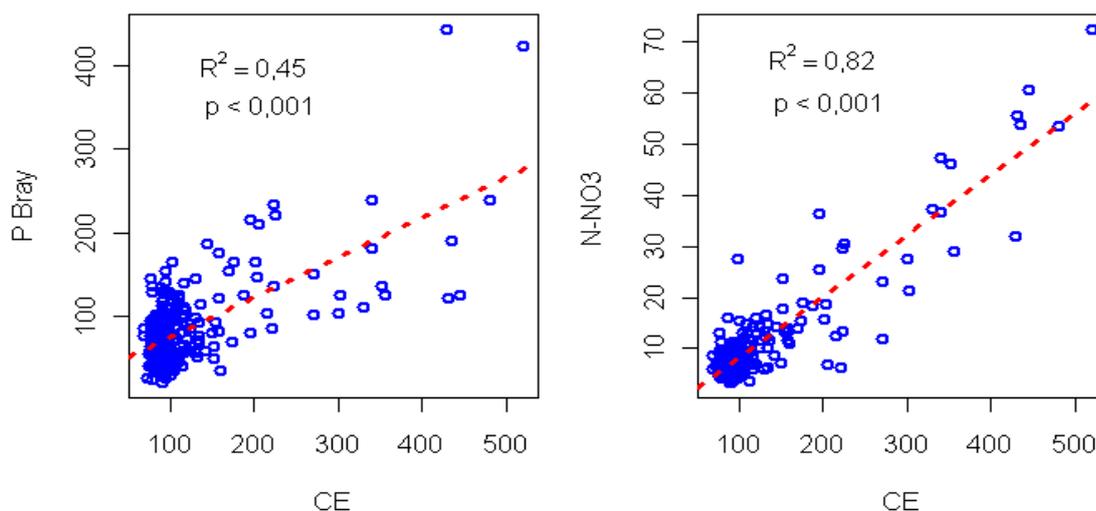


Figura 13. Relación CE (extracto suelo agua 1:2,5) con P Bray y N-NO₃ (mg kg⁻¹), todos los datos (n = 240).

Si bien no todos los efectos tienen exactamente la misma distribución espacial, particularmente el COS, se ajustan a grandes rasgos a las 3 zonas de manejo diferenciadas. La zona I donde se concentran los mayores impactos, correspondiente a los primeros 10 m de las parcelas (coincidiendo con la zona no laboreada del área de servicio). La zona II con impactos intermedios, entre los 10 y 20 m desde la cabecera de servicio de la parcela (zona laboreada del área de servicio). La zona III de menor impacto, corresponde al área típicamente de pastoreo abarcando el resto de la parcela sembrada.

7.2 IMPLICANCIAS DEL MANEJO EN LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LOS EFECTOS SOBRE EL SUELO (MUESTREO III)

7.2.1 Compactación - densidad aparente y resistencia a la penetración.

El manejo realizado implicó algunos procesos que impactan directamente en la estructura del suelo, relacionados principalmente al pisoteo animal, hozado, laboreo mecánico y tráfico de vehículos y personal. Con efectos relacionados al movimiento de agua (y aire) en y sobre el suelo (infiltración y escurrimiento superficial); afectando procesos que inciden indirectamente en propiedades físicas como la cobertura y crecimiento vegetal (disminución en el aporte de residuos orgánicos, menor efecto de crecimiento de raíces, disminución relativa de la protección del suelo por las estructuras vegetales), la actividad biológica del suelo, ciclo del carbono, dinámica de nutrientes y riesgo de erosión.

Uno de los síntomas de deterioro observado fue la compactación, concebida como un proceso que implica la ocurrencia simultánea de aumento de densidad aparente y resistencia mecánica a la penetración. La compactación se manifestó en forma significativamente diferenciada según la zona de la parcela, tanto en superficie como en profundidad (Tabla 8).

Tabla 8. Patrón de densidad aparente (g/cm^3) y resistencia a la penetración (kPa), por zona y profundidad.

| Zona | DA | | RP | |
|---------|---------|----------|---------|----------|
| | 6-10 cm | 20-24 cm | 6-10 cm | 20-24 cm |
| I | 1,34 a | 1,22 a | 1366 a | 1547 a |
| II | 1,33 a | 1,25 a | 1007 b | 1016 b |
| III | 1,23 ab | 1,24 a | 857 c | 994 b |
| Testigo | 1,19 b | 1,20 a | 817 c | 974 b |

Nota: letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

La DA observada en superficie para la zona de servicio fue significativamente mayor que en el área testigo, en tanto ésta última no presentó diferencias significativas con la zona de pastoreo. En profundidad no se observaron diferencias significativas en DA entre zonas. La variabilidad en ésta característica para el total de datos es muy baja ($CV = 6\%$), siendo la zona más compactada la menos variable (Figura 14).

La RP mostró un patrón similar al observado con DA en superficie (con diferencias más marcadas), las zonas testigo y de pastoreo no mostraron diferencias entre ellas, pero si valores significativamente más bajos que la zona de servicio, dentro de la cual la zona I presentó mayor RP. En profundidad sólo la zona I ofrece significativamente mayor RP que el resto de las zonas entre las cuales no se encontraron diferencias estadísticas. La variabilidad de los datos de RP fue mayor ($CV = 23\%$), manteniendo la zona I la menor variabilidad, tanto en superficie (Figura 14) como en profundidad. La mayor variabilidad de la RP podría estar asociada a mayor sensibilidad frente al manejo.

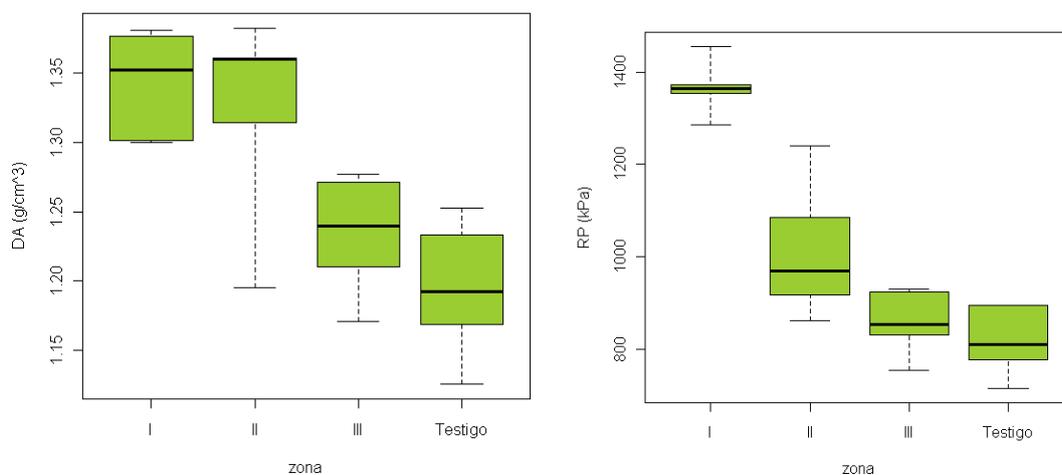


Figura 14. Diagrama de caja, densidad aparente (DA) y resistencia a la penetración (RP) en superficie, por zona. (Las cajas representan los cuartiles 25 a 75%, la línea dentro de la caja corresponde a la mediana, valores máximo y mínimo son las líneas cortas horizontales)

En los suelos con alto contenido de arcillas expansivas, a la variabilidad espacial se le debe sumar la variabilidad temporal relacionada a sus propiedades físicas, que dificultan la aplicación de métodos y estimaciones para su evaluación (Cerana *et al.*, 2005a). La RP puede utilizarse como indicador de compactación, teniendo en cuenta que está fuertemente asociada a los estados de humedad del suelo (Pozzolo, *et al.*, 2003). En nuestro caso el contenido de

humedad del suelo medido presentó muy poca variación (todas las muestras fueron tomadas en el mismo momento y cerca de capacidad de campo), por lo que los valores no fueron ajustados por humedad del suelo. En esta situación la discusión conjunta de DA y RP fortalece el análisis.

7.2.1.1 Densidad aparente y resistencia a la penetración en superficie.

Considerando todos los datos del III muestreo ($n = 24$) hubo una relación lineal positiva entre la DA y la RP en superficie (Figura 15). Los coeficientes de correlación fueron mayores en la zona testigo y I (Figura 16) que en las zonas II y III donde no fueron significativos.

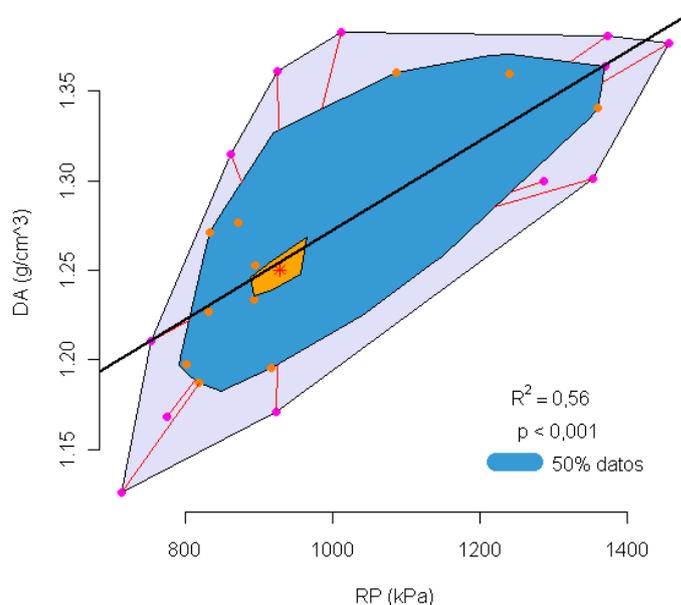


Figura 15. Relación entre DA y RP en superficie para todos los datos ($n = 24$).

Los valores críticos de DA dependen del tipo de suelo y cultivo. A modo de ejemplo Phillps y Kirkham (1962) citado por Daddow y Warrington (1983), plantean que con DA superiores a 1,30 en suelos arcillosos con poca materia orgánica, hubo severas restricciones en la elongación de raíces de maíz. Los valores de DA en la zona de servicio (I y II), se acercan a los valores de referencia a nivel nacional mencionados por Sawchik (2000) para suelos de pasturas compactados (1,4 g/cm³).

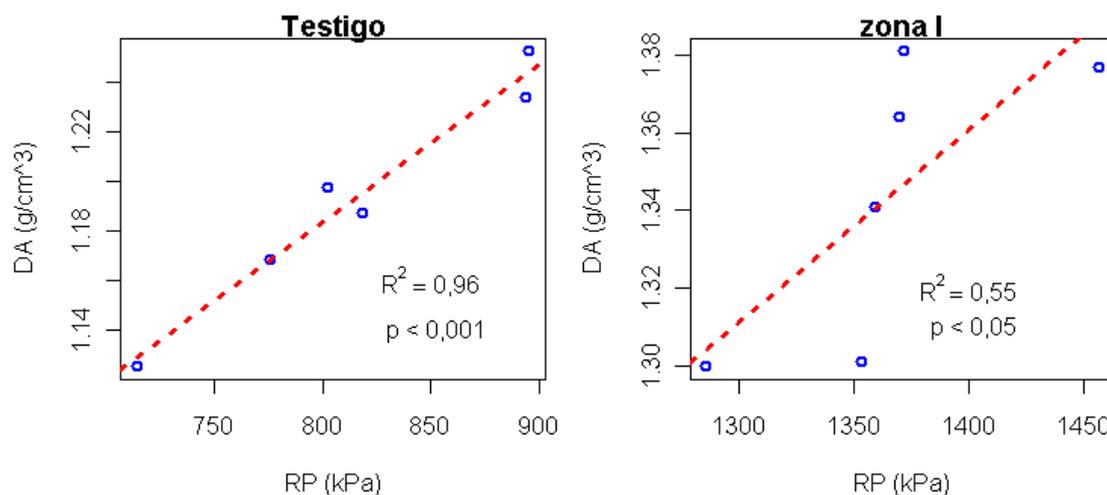


Figura 16. Relación entre la densidad aparente (DA) y resistencia a la penetración (RP) en superficie, para la zona testigo (izquierda) y la zona I (derecha).

Los valores de DA en la zona de pastoreo y testigo se encuentran dentro del rango mencionado por Sawchik (2000) como guía para situaciones de suelos no compactados bajo pastura ($1,25 \text{ g/cm}^3$). En vertisoles bajo agricultura (arroz-soja) de Entre Ríos (Argentina) encontraron que la DA fue de $1,103 \text{ Mg/m}^3$ para la profundidad de 5-10 cm, mientras que para la capa de 10 a 30 cm fue de $1,292 \text{ Mg/m}^3$, valores similares a los observados en el área de pastoreo del presente trabajo (Cerana *et al.*, 2005a). Los valores de DA en la zona de pastoreo fueron menores a los registrados en todas las intensidades de uso de los trabajos de los años 90 sobre suelos de lomadas del este (Terra y García, 2001, citado por García, 2003). Si bien en suelos arcillosos (como en el de nuestro trabajo) se alcanzan situaciones críticas a valores de DA más bajos que en arenosos o francos, la DA parece haber tenido cambios importantes sólo en la capa superficial del área de servicio.

Con respecto a la RP diversos trabajos, han prestado considerable atención a los valores críticos por encima de los cuales no se produce crecimiento radicular. Threadgill (1982) citado por Terminiello *et al.* (2004) determinó que valores de resistencia a la penetración superiores a los 1,5 MPa, pueden comprometer el desarrollo radicular normal mientras que valores superiores al rango de 2,1 a 2,5 MPa pueden impedir o detener el crecimiento de las raíces de árboles frutales, en tanto que Taylor y Gardner, 1963 citados por Unger y Kasper 1994, encontraron que las raíces de algodón detenían su crecimiento en suelos arenosos con RP cercanas a los 3 MPa. Considerando una amplia gama de tipos de suelo, especies vegetales y técnicas experimentales, los valores críticos de RP han variado entre 1,0 y 5,6 MPa (Gerard *et al.*, 1982; Ehlers *et al.*, 1983; Bengough y Mullins, 1991; Martino y

Shaykewich, 1994, citados por Cuevas *et al.*, 2004). Esta amplia variación sugiere que la RP medida con un penetrómetro, no contempla todos los factores físicos del suelo que afectan el desarrollo de las raíces (Cuevas *et al.*, 2004).

En nuestro trabajo los valores de RP en superficie presentaron máximos en la zona de servicio, especialmente en la zona I (Tabla 8), pero sin llegar a los valores mencionados como críticos. En el resto del área los valores se distancian mucho de situaciones críticas. Las mediciones fueron realizadas con suelo cerca de capacidad de campo, por lo que en situaciones más secas, son esperables valores considerablemente más altos que puedan comprometer el crecimiento vegetal. En este sentido Pozzolo *et al.*, (2003) sobre vertisoles bajo agricultura en Argentina, encontraron que la RP estaba correlacionada en forma potencial negativa con el contenido de hídrico del suelo en los primeros 30 cm. En condiciones de máximo contenido hídrico, no encontraron sectores de altas RP, resultando perfiles muy poco diferenciados en profundidad, con valores promedios de 0,75 MPa, variando entre 0,9 MPa y 0,2 MPa y desvíos estándar de 0,2. Mientras que en condiciones de baja humedad, el sector de mayor RP alcanza en promedio 2 MPa, con un rango de variación entre 1,2 MPa y 2,9 MPa y un desvío estándar de 0,5.

7.2.1.2 Factores que inciden en la compactación

En sistemas con cultivos continuos se ha demostrado que hay deterioro de la estructura del suelo y aumento de la compactación. Sin embargo el efecto específico del laboreo y particularmente con siembra directa no ha generado consenso entre los investigadores en relación al efecto sobre la compactación. Si bien la concepción del sistema de siembra directa tiende a mejorar la conservación del recurso suelo, coexisten resultados contradictorios en cuanto a la compactación inicial de los suelos, como así también de su evolución y persistencia en el tiempo (Draghi *et al.*, 2005).

En suelos arcillosos son mayores los riesgos de compactar el subsuelo a niveles que limiten la producción agrícola, como mayor será también la persistencia del daño realizado (Upadhyaya *et al.*, 1994, citado por Terminiello *et al.* 2004). Draghi *et al.* (2005) sobre suelos arcillosos en la provincia de Buenos Aires, encontraron que el suelo con siembra directa, presenta una mayor RP en superficie que el cultivado con labranza convencional. La siembra directa registra valores de densidad global limitantes para el normal desarrollo radicular a menores intensidades de tráfico y desde menores profundidades. Por otro lado García (1998)

argumenta que la compactación de la siembra directa es más creencia que realidad, ya que la compactación es una consecuencia del laboreo continuo. Bajo siembra directa, con ganancia de materia orgánica, mayor actividad biológica y suelo no perturbado, lo que debe esperarse es mejora física y no deterioro del suelo. Sin embargo, cuando se trata de siembra directa en sistemas de producción animal con pastoreo directo el suelo no está totalmente imperturbado y se produce compactación en los primeros centímetros. En este sentido Terminiello *et al.*, (2004) observaron problemas de sobrecompactación en sistemas con siembra directa no solamente causado por el tránsito de máquinas agrícolas sino también por el pisoteo del ganado cuando se lo incorpora dentro del sistema productivo.

En el presente trabajo los laboreos fueron superficiales y pocos (3 en el sector C y 5 en el B). El sector C (con menos laboreos) tuvo más RP en superficie que el sector B (diferencia estadísticamente significativa), pero similar DA. La carga animal (promedio total anual) si bien no tuvo un efecto estadísticamente significativo fue mayor en el sector C. No encontramos diferencias significativas entre la zona de pastoreo (laboreada) y la testigo (no laboreada) a ninguna de las profundidades analizadas del muestreo III, pero si entre la zona II (laboreada) con el testigo, tanto en DA como en RP en superficie. Además, la zona de servicio fue la más compactada, tanto en la zona II como en la zona I, siendo esta última la más compactada y donde no hubo laboreo alguno. Más allá del posible efecto atribuible al laboreo en la compactación, parece menor a los efectos asociados a los cerdos.

El pastoreo de los animales a través de la fuerza de la pezuña deformando el suelo tiene un efecto directo de compactación del suelo y redistribución de los materiales en superficie, dependiendo del tipo y carga animal, tipo de suelo, topografía, vegetación y clima (Trimble y Mendel, 1995). Es posible estimar, a partir de datos del área basal y peso corporal, que los animales en pastoreo aplican presiones sobre el suelo en el rango de 150 (novillo de 300 kg) a 350 kPa (oveja adulta), valores mayores que los correspondientes a tractores agrícolas (Wood *et al.* 1991, citado por Martino 2003). El efecto sobre el suelo de la pezuña de los cerdos probablemente sea mayor al de vacunos y ovinos. Las razas de cerdos mejoradas para sistemas confinados tendrían a su vez impactos diferentes sobre el suelo que los cerdos adaptados al pastoreo (como los cerdos Pampa del presente trabajo), dada las diferencias en conformación de las extremidades posteriores, hábitos de pastoreo y caminata.

El pisoteo afecta principalmente los macroporos de mayor diámetro ($> 80 \mu\text{m}$), precisamente aquellos responsables de la vida de la fauna y los hongos del suelo, y los lugares preferenciales de las raíces. La aparición de poros llenos de aire en la superficie del suelo lo vuelve a éste susceptible al daño estructural por pisoteo. Ello sucede debido a la destrucción de agregados superficiales por el impacto de la pezuña animal sobre suelo seco ("crushing"). Este daño no genera una compactación excesiva, pues el suelo posee alta capacidad portante, pero da lugar a la generación de agregados de menor tamaño, y por ende se traduce en descensos de estabilidad estructural (Taboada, 2007)

Cuando el pastoreo en suelos con elevada humedad se realiza con altas cargas instantáneas y por cortos lapsos, el daño más frecuente de hallar es la fluencia plástica del suelo o "poaching". A diferencia del "crushing", en que el suelo se deforma para soportar el peso del animal, con "poaching" el suelo no tiene la capacidad de porte suficiente para soportar el peso del animal, y entonces falla produciendo una huella profunda. Otra diferencia importante es que el "poaching" suele afectar un espesor de suelo mayor. El daño más severo es el que subsigue; el amasado superficial del suelo. Ello da lugar a una imbibición e hinchamiento del suelo superficial, el cual se hincha y pierde no sólo su estabilidad sino también su resistencia. Este daño se considera el peor que puede ocurrir en pastizales de clima húmedo (Taboada, 2007).

Es de consenso que según la carga animal utilizada afectaremos el suelo en forma diferencial. El problema es como estimar la carga cuando manejamos diferentes categorías animales, y definir a partir de que carga tenemos un deterioro del suelo. Han existido distintos intentos para expresar la carga animal en unidades comparables, generalmente relacionada a las necesidades nutricionales de los animales (consumo de energía o materia seca). En función de los diferentes objetivos la forma de medir o expresar la carga puede variar y ser más o menos comparable. La estimación de la carga animal sirve en la medida que sea indicador o explique algunos parámetros, como pueden ser bajos porcentajes de preñez del rodeo, altos pesos al destete, poca longevidad de las pasturas, compactación del suelo, etc. Sin duda que siendo la cantidad de animales en función de la superficie y el tiempo un factor tan importante para prácticamente todos los factores que consideremos, como expresar la carga en términos comparables es un tema no resuelto para la producción de cerdos a campo. En este trabajo optamos por utilizar el número de animales ponderado por su peso.

La carga promedio anual total (incluida la recría de cachorros) expresada en su masa correspondiente fue $316 \text{ t d ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, con el máximo en la parcela C11 y el mínimo en la B12 de 350 y $267 \text{ t d ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ respectivamente. Si bien no es posible realizar una conversión directa de la carga expresada en masa a número de cerdas gestantes o lactantes, la carga utilizada representaría aproximadamente 6 cerdas $\text{ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. La carga efectiva total considerando que las parcelas son ocupadas en promedio 50% del tiempo (Tabla 6), sería el doble. Es importante señalar que no hubo diferencias en las cargas instantáneas manejadas, entre parcelas. Se manejó en promedio cargas instantáneas de 6,7 cerdas lactantes/ha con su camada, y 16 cerdas gestantes/ha.

En este punto es necesario marcar que aún las mayores cargas promedios anuales, al igual que las cargas instantáneas manejadas fueron relativamente bajas, comparada con las usadas en otros sistemas de cerdos a campo. Los sistemas recomendados en el MERCOSUR manejan cargas similares a las del CRS. A modo de ejemplo Dalla Costa *et al.* (2002) en base a resultados de EMBRAPA Suínos e Aves, en Concórdia, Santa Catarina, recomienda para el SISCAL, superficies de 800 m^2 por cerda en un sistema de rotación de piquetes, lo que permite cargas de hasta 10 cerdas lactantes o gestantes/ha. El Módulo de Producción Porcina de la Facultad de Ciencias Agrarias (Universidad Nacional de Rosario), maneja $5,5 \text{ cerdas ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Campagna *et al.*, 2007). En tanto que el INTA Argentino de Marcos Juárez, según Brunori (2008) plantea usar cargas de 4,5 cerdas/ha cuando se usan sistemas a campo en base a gramíneas y cargas menores cuando la pastura es en base a leguminosas. El criterio más común para fijar la carga en los sistemas latinoamericanos es mantener una adecuada cobertura vegetal. Sin embargo a nivel comercial Santa María (2000) plantea que en Argentina la tendencia es a realizar un uso más intensivo del suelo, con cargas de 20 a 25 cerdas/ha. Similar a la situación descrita para Uruguay en el trabajo realizado por Oyhantcabal (2010), en predios comerciales criadores de cerdos a campo en Canelones, donde la carga total solo de hembras reproductivas alcanzó hasta $24 \text{ cerdas ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

En general los sistemas a campo europeos manejan cargas totales similares o mayores al CRS. Una encuesta realizada en UK mostró que en promedio a nivel comercial, se manejaban cargas para cerdas, gestantes y lactantes de 33, 27 y 19 cerdas /ha respectivamente (Abbott *et al.*, 1996, citado por Glatz y Ru, 2004). Williams *et al.* (2000) usaron 25 cerdas gestantes/ha como la carga más común usada en UK, pero plantea 12 cerdas gestantes/ha sobre pasturas establecidas como la mejor practica de manejo. En Suiza Menzi *et al.*, (1998) proponen que

una carga razonable del plantel reproductor no debería pasar de 2500-3000 cerdas $\text{d ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, cargas similares al máximo de 6,5 cerdas $\text{ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ establecida en Alemania por Bioland (2009). En Francia para suelos muy permeables, con precipitaciones menores a 750 mm, se recomiendan cargas inferiores a 25 cerdas/ha y 400 m^2 por cerda, y en suelos poco permeables, con precipitaciones mayores a 750 mm, cargas máximas de 15 cerdas/ha y 600 m^2 por cerda (Lagrecia y Marota, 2009, en base a Vaudelet, 1987 y Muñoz Luna *et al.*, 1997). Por otro lado, algunos sistemas europeos donde los cerdos son mantenidos a campo sólo en la estación cálida, manejan cargas anuales más bajas, con altas cargas instantáneas. A modo de ejemplo en el trabajo de Gustafson (2000) se utilizaron cargas instantáneas de hasta 30 cerdas lactantes/ha, representando 2,5 animales $\text{ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, 0,3 por encima de la densidad permitida en Suecia según el autor. La densidad animal en Suecia esta basada en la cantidad de P y N a aplicar, corresponde a alrededor de 31 cerdos de engorde $\text{ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ o 2,2 cerdas de cría $\text{ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, pero usualmente se excede esta cantidad (Rydberg, 2001). En los países europeos es común fijar las cargas totales máximas, según el criterio de cantidad de nutrientes aportados por los cerdos al suelo.

En el presente trabajo la carga tuvo impactos diferenciales en la compactación según la zona de la parcela. En la zona de servicio RP y DA tendieron a aumentar levemente con incrementos de carga. En la zona de pastoreo, ambas variables tienden a valores menores con leves aumentos de carga, incluso la RP ajustó mejor a un modelo cuadrático (Figura 17). El modelo describe el aumento de la RP con la carga hasta valores en torno a 300 $\text{t d ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y luego un decrecimiento de la RP. El punto de inflexión en la zona de pastoreo representaría una carga promedio anual de entre 5 y 6 cerdas $\text{ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

Podríamos decir que en el presente trabajo siendo pocos datos y variación de cargas muy pequeña, no hay una clara correlación entre la carga y la compactación. Pero considerando la consistencia con las variables analizadas más adelante, y los antecedentes revisados que en términos generales proponen que los aumentos de carga impactan negativamente sobre las propiedades físicas, se puede afirmar que en la relación en la zona de servicio coincide con los antecedentes encontrados de Menzi *et al.* (1998), Quintern y Sundrum (2006) y Ausilio *et al.* (2007). Pero en la zona de pastoreo la relación parece diferente, donde algunos factores asociados a la carga animal, favorecerían procesos de descompactación superficial.

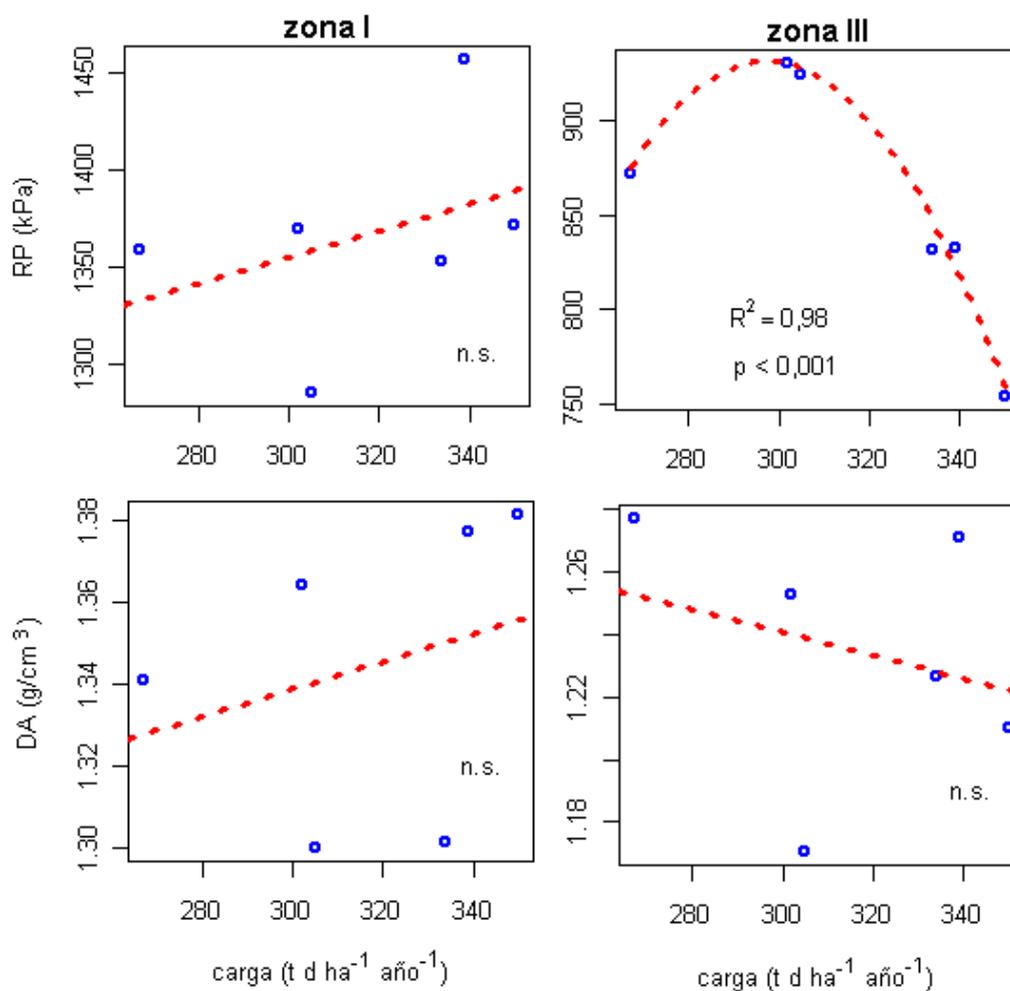


Figura 17. Relación de la carga animal con resistencia a la penetración (RP) y densidad aparente (DA) en superficie, para la zona I (derecha) y la de pastoreo (izquierda).

Este efecto “removedor” sería mayor con cargas relativamente más altas en la zona de pastoreo, involucrando al menos la remoción del suelo al caminar y el hozado (superficial y profundo). Los cerdos al caminar sobre suelo húmedo (especialmente en estado pegajoso) al tiempo que lo compactan y amasan también remueven el mismo en superficie (<8 cm) pudiendo favorecer una cierta descompactación. Por otro lado los cerdos a pesar de estar anillados mantienen el hábito de hozar, especialmente con suelo húmedo. Realizan un hozado superficial (<8 cm), generalmente como comportamiento exploratorio en busca de comida y/o arrancar plantas para hacer el nido antes del parto. También, procurando refrescarse en los días más calidos y en zonas con suelo anegado pueden realizar un hozado profundo (llegando a alcanzar profundidades de 50 cm), en zonas puntuales muy restringidas. Ambos efectos (remoción por pisoteo y hozado) en el largo plazo implicaría un efecto similar al laboreo mecánico por el deterioro de la estructura del suelo.

La carga además del efecto directo, tiene efectos indirectos relacionados al consumo de pastura y las deyecciones que pueden incidir en la compactación. A mayores cargas tenemos menor crecimiento vegetal, más pisoteo y más deyecciones. Hay una retroalimentación negativa, pisoteo - compactación - menor crecimiento - más efecto del pisoteo - más compactación, que en la zona I no se rompe nunca (salvo en los barbechos que se recupera algo la cobertura vegetal al retirarse los animales). En tanto que en las zonas de pastoreo el ciclo se corta por el retiro de los animales durante el barbecho, pero además por el laboreo (aunque mínimo en superficie) y el gran crecimiento vegetal inicial de la pastura implantada. Dexter (1991) propuso el término laboreo biológico, para denominar al proceso por el cual algunas plantas pueden formar canales en suelos compactados, los cuales podrían ser utilizados por las raíces de otros cultivos, incluyendo también a la acción de organismos del suelo como lombrices e insectos (Martino, 2003). En este sentido, es reconocido que algunas especies vegetales pueden tener efectos marcados en la de descompactación del suelo, como la alfalfa (Unger y Kasper, 1994; Radcliffe *et al.* 1986 y Blackwell *et al.* 1990, citados por Martino, 2003). Resultados preliminares (sin publicar) obtenidos en la Estanzuela (INIA) han demostrado que la alfalfa y la achicoria desarrollan sistemas de biocanales más profundos que los de la festuca, trébol rojo y trébol blanco (Martino, 2003). En este sentido ambas rotaciones tenían especies con efectos de laboreo biológico. Pero por otro lado, los cerdos también tendrían efectos indirectos sobre otros organismos como las lombrices, que tienen la capacidad de crear biocanales, afectándolas fundamentalmente por compactación (perjudicando su hábitat), pero también por el consumo directo (hozado) y posiblemente haya un efecto residual del antihelmíntico utilizado (ivermectina, único producto sanitario usado).

El cambio en DA además de reflejar el efecto de la compactación por la maquinaria y/o pisoteo también puede deberse a otros factores como cambios en el contenido de materia orgánica, debido a su propia baja densidad relativa y a su rol en la estabilización de la estructura del suelo. Bak y Cayssials (1974) citados por Duran (1991) encontraron que los Brunsoles eutrícos tienen gran estabilidad estructural, correlacionada muy significativamente con el contenido de MO en el horizonte A ($r = 0,55$ a $0,66$) pero no en el B. Para García (2003) el incremento a mayor número de cultivos de la DA, se relaciona con la disminución del COS. Por otro lado menciona que la tendencia a “reestructurarse” del horizonte A se correlacionó con la duración del ciclo de pastura y la producción acumulada de materia seca de la misma, particularmente con la producción de las gramíneas. En el presente trabajo considerando todos los datos se observó una tendencia significativa a mayores DA con menor

COS, si bien el coeficiente de correlación no fue alto (Figura 18). Sin embargo cuando consideramos solo las parcelas con cerdos la DA no se relacionó claramente con el COS. Esta diferencia en la zona con cerdo con lo descrito por García (2003) estaría marcada por el fuerte peso del componente animal, dada la asociación existente entre la carga animal y el aporte de residuos nuevos y la mineralización de materia orgánica (analizado más adelante).

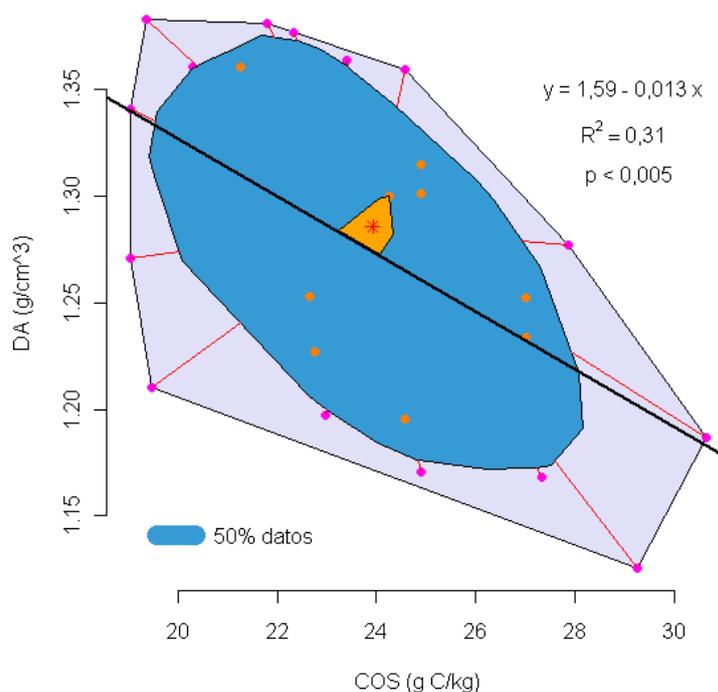


Figura 18. Relación entre densidad aparente (DA) y carbono orgánico (COS) en superficie (0 a 15 cm) (n =24).

Los cambios asociados al componente animal implicaron modificaciones en las características químicas del suelo, con incidencias en la estructura del mismo. Analizando todos los datos en superficie la DA y RP mostraron correlaciones lineales positivas ($p < 0,001$) con CE (1:1), P Bray, K y Zn, variables relacionadas a las deyecciones animales, por lo tanto vinculadas a la carga. Por otro lado en la zona con cerdos disminuyó el Ca y aumentó el Na. La presencia de Na en cantidades importantes, pero sin que exista además una concentración salina alta en el suelo, se da asociada a malas estructuras, el Na aumenta la acción desestabilizante de los agregados (Cerana *et al.*, 2005b, Wong *et al.*, 2005), en tanto que el Ca participa en la estructuración del suelo, mostrando efecto floculante y contribuye a la estabilización de la MO. La evolución del contenido de estos elementos pudo haber contribuido también a la compactación del suelo.

7.2.1.3 Compactación en profundidad.

En profundidad (18 a 22 cm) la DA mostró muy poca variabilidad y no encontramos diferencias atribuibles a los diferentes manejos, mientras que la RP fue más sensible a los diferentes manejos y presentó diferencias significativas entre zonas (Tabla 8). En los escasos trabajos con cerdos a campo la profundidad afectada por compactación (analizando el corto plazo) es limitada a los primeros 7 a 15 cm y aumenta con la carga animal (Menzi *et al.*, 1998; Quintern y Sundrum 2006; Ausilio *et al.*, 2007), solo observándose daños a mayor profundidad alrededor de las instalaciones (Zihlmann *et al.*, 1997). Los estudios revisados por Hamza y Anderson (2005) y Mari y Changying (2008), también determinaron efectos concentrados en los 5-7,5 cm superficiales, pero evidentes hasta los 20 cm. Sin embargo otros trabajos con vacunos en pastoreo, detectaron compactación producida por animales hasta profundidades de 50 cm en suelos franco arenosos (Touchton *et al.*, 1989).

En el presente trabajo a profundidades mayores a 24 cm (Muestreo I) encontramos en todas las zonas una tendencia al aumento de la RP en relación a la zona testigo, particularmente en la zona I (Figura 19).

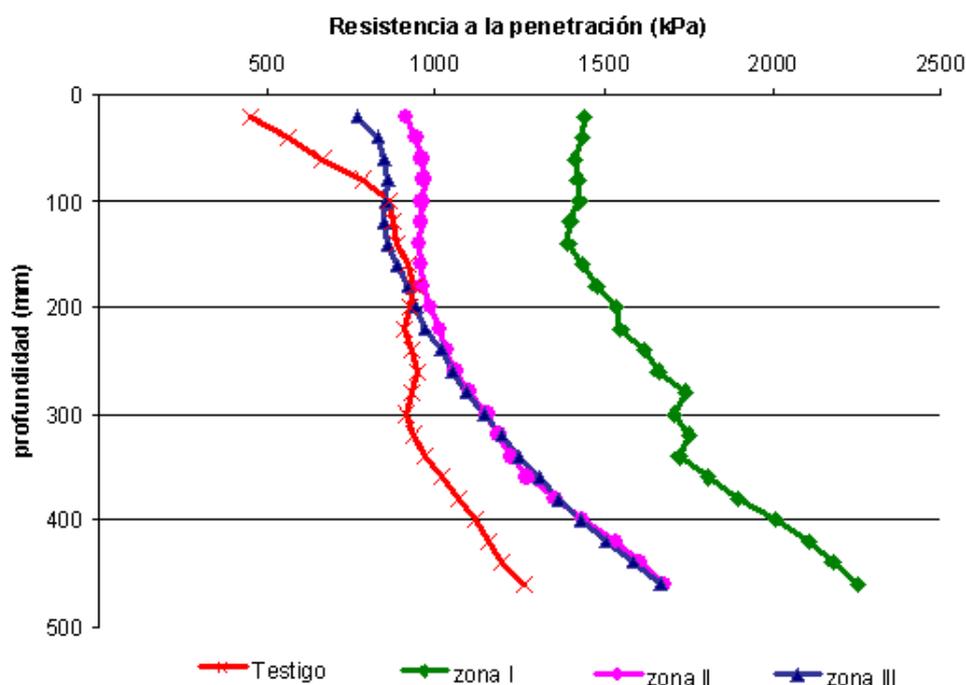


Figura 19. Resistencia a la penetración en el perfil del suelo, por zonas y área testigo.

Al igual que en el Muestreo III, en el Muestreo I los valores más altos de RP en el promedio de las parcelas siempre ocurrieron en la zona I, también el valor máximo registrado de 3367 y

4250 kPa a los 30 y 46 cm de profundidad respectivamente. El aumento de la RP en la zona I podría ser debido a que es la zona más transitada y que permanece más tiempo húmeda (entre otras cosas por la menor cobertura vegetal y la cercanía al bebedero) y debido a que el agua no se comprime, es posible la transmisión de la fuerza de la pezuña a profundidades mayores. Además, la zona de servicio tiene menor crecimiento radicular, por lo que se reducen los mecanismos de formación de biocanales y macroporos también en profundidad.

Håkansson *et al.* (1988) establecieron que la compactación por debajo de 50 cm puede perdurar por más de 7 años (Balbuena *et al.*, 2000). Meek (1996) estableció que en suelos arcillosos, sería mayor el riesgo de compactar el subsuelo y mayor la persistencia del daño (Balbuena *et al.*, 2000). En este sentido, la compactación observada en el sistema a mayor profundidad se asume que será más persistente.

7.2.1.4 Conclusión compactación.

El sistema no tuvo un impacto significativo en la compactación superficial del suelo en la mayor proporción de la superficie (zona de pastoreo), mostrando si aumento de la compactación en la zona de servicio (RP y DA), tendencia que se acentúa en las parcelas con mayores cargas animales. La RP fue más sensible que la DA para detectar compactación, coincidiendo con lo expresado por Alakuku (1997) y Balbuena *et al.* (2000) en relación a la compactación por tránsito.

Se encontraron valores de RP superiores a 2 MPa solo en áreas muy reducidas de la parcela, concentradas en el área de servicio (Muestreo I, Figura 8). Aunque los aumentos de RP y DA mayoritariamente no alcanzan niveles críticos, hay que tener en cuenta que el efecto depresivo de la RP sobre el crecimiento vegetal se manifiesta aun a muy bajos niveles de resistencia (Taylor y Gardner, 1963, citado por Martino 2003; Bengough y Mullins, 1991, citado por Cuevas *et al.*, 2004) y que la formación y deterioro de la estructura son procesos dinámicos y continuos, que operan en escalas temporales de años (Unger y Kasper, 1994).

Los altos valores de RP en profundidad para la zona I indican que en la zona de mayor tránsito en torno a las instalaciones hay compactación del suelo en profundidad, coincidiendo con las observaciones de Zihlmann *et al.* (1997). En la zona de pastoreo, si bien no se encontraron diferencias estadísticamente significativas con la zona testigo en profundidad (15-30 cm), se observa una clara tendencia a valores mayores en el suelo con cerdos a profundidades mayores (Figura 19). Es importante señalar que el tipo de suelo utilizado tiene

una gran capacidad de “reestructurarse”, asociado al tipo de arcillas (comportamiento vértico), alto contenido de Ca y de MO, lo que pueden haber “diluido” el impacto observado en compactación. Estos resultados preliminares, no son concluyentes en la compactación en profundidad por los cerdos en la zona de pastoreo, siendo necesarios más estudios al respecto.

7.2.2 Carbono orgánico y fracciones de la materia orgánica.

El sistema de producción afectó significativamente la cantidad, calidad y distribución del COS. Luego de 12 años de instalado el criadero, el COS se redujo en forma significativa en el promedio de las zonas con cerdos, 18% comparado con el testigo en superficie (0-15 cm) y 17% en profundidad (Tabla 9), no encontrándose diferencias ($p < 0,05$) en promedios de COS entre zonas dentro de las parcelas, ni entre rotaciones. Usando el factor empírico de van Benmelen 1,724 (Jackson, 1964) el promedio en superficie fue 4,7% de MO en el testigo y 3,9% en el suelo con cerdos. La concentración promedio de COS en la zona con cerdos del muestreo III fue $2,7 \text{ g kg}^{-1}$ superior a la del muestreo II y con menor variabilidad.

Tabla 9. Contenido de carbono orgánico del suelo, por zona y según la profundidad.

| Zona | COS (g kg^{-1}) | | | | | |
|---------|----------------------------|-----|--------|----------|-----|--------|
| | 0-15 cm | | | 15-30 cm | | |
| | Promedio | DS | CV (%) | Promedio | DS | CV (%) |
| I | 22,6 b | 2,1 | 9,3 | 12,2 b | 1,5 | 12,4 |
| II | 22,5 b | 2,5 | 11,0 | 12,7 b | 1,3 | 10,3 |
| III | 22,8 b | 3,3 | 14,6 | 12,7 b | 0,8 | 6,3 |
| Testigo | 27,4 a | 2,6 | 9,5 | 15,1 a | 1,5 | 9,7 |

Nota: letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Duran (1991) reportó promedio de 5,7 % de MO para Brunosoles eutrícos bajo tapiz natural o que no han sido cultivados por períodos muy largos. Valores que pueden disminuir bajo cultivos más o menos intensos en torno al 20% alcanzando a 4,6 % de MO (Duran, 1991, en base a Kaemmerer y Saco, 1977). Por tanto los valores observados de MO de la zona testigo (y de la zona con cerdos previo a la introducción de los animales) pueden considerarse “típicas” de estos suelos con historia agrícola. Los valores observados en la zona con cerdos (0-15 cm) están en el rango de los observados (2 a 7,6%) y por encima del promedio reportado por Barbazán *et al.* (2007) para suelos cultivados desarrollados sobre Formación Libertad con altos contenidos naturales de MO.

La disminución del COS en el sistema con cerdos, muestra que en el ecosistema generado, de la multiplicidad de factores que condicionan el balance de MO, los procesos relacionados a la descomposición o pérdida superaron a los de aporte o ingreso al suelo. En este experimento el riesgo de erosión fue mínimo debido a la escasa pendiente, por lo que consideramos al proceso de erosión (importante en otras situaciones) de muy baja incidencia en los cambios en el COS del presente trabajo. La variación entre muestras con cerdos fue entre contenidos de COS de 19 y 28 g kg⁻¹ con un CV de 11 % (en el área testigo el CV fue de 9,5 %), superando en el área de pastoreo de la parcela con menor carga animal al promedio del área testigo. Esto nos da la idea que si bien el sistema disminuyó el COS, bajo determinadas condiciones de suelos y manejo es posible incrementar el COS con la producción de cerdos a campo.

El CV del COS en el área testigo es similar, tanto en superficie como en profundidad, pero en el suelo con cerdos el CV mantiene una relación inversa entre zonas comparando la variación en superficie y en profundidad. En superficie hay mayor variabilidad en la zona de pastoreo, en tanto que en profundidad la mayor variabilidad la encontramos en el área de servicio.

El menor contenido de C en profundidad coincide con el carácter isohúmico de Brunosoles reportado por Duran (1991). El patrón de distribución de COS en el perfil del suelo fue similar con cerdos y en el testigo, con marcada tendencia a disminuir en profundidad en ambos casos sin diferencias significativas entre zonas. En la capa superficial (0-15 cm) del suelo testigo los valores encontrados fueron en promedio 1,8 veces superiores que en la capa 15-30 cm. El contraste de COS entre profundidades fue de 1,8 para la zona testigo, observándose mayor variabilidad (desvío estándar y coeficiente de variación) en muestras del suelo con cerdos (relación 1,6 a 2,1) sin relación con la rotación ni con la zona de la parcela.

Entre las dos rotaciones analizadas no hubo diferencias estadísticas en el contenido de COS en ambas profundidades (Figura 20).

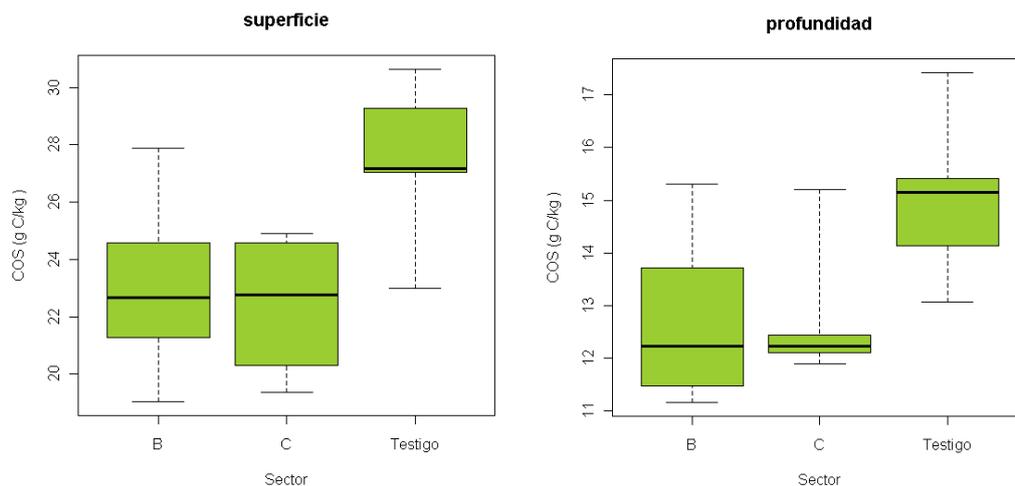


Figura 20. Diagrama de cajas, Contenido de carbono orgánico del suelo, por sector y por profundidad.

7.2.2.1 Flujos de carbono del ecosistema

Las dos principales entradas de C al ecosistema son por la fotosíntesis de las forrajeras, producción primaria bruta (PPB) y la ración suministrada a los cerdos. El sistema de producción si bien suma una entrada (la ración), en el acumulado puede presentar menor PPB en relación al testigo, considerando que en la mezcla forrajera sembrada se usan mayoritariamente especies bianuales y las rotaciones son largas, sumado a que el tiempo de descanso entre pastoreos no se realizó considerando las necesidades de las pasturas.

Las raíces y las partes aéreas de las plantas devuelven parte del C a la atmósfera como respiración. Una parte considerable de la producción primaria neta (PPN) es transferida al suelo como residuos, muerte de raíces, exudación, y transferencias a organismos simbióticos, incrementando el COS. En el sistema con cerdos una parte de PPN es consumida por animales, quienes respiran una parte, otra se exporta en producto animal y el resto es C transferido al suelo por excreciones. Parte del C que entra al suelo es respirado por microorganismos del suelo y en el sistema con cerdos ocurren pérdidas adicionales promovidas por disturbios (laboreo, pisoteo y hozado).

La disminución del COS cuando se realiza agricultura con laboreo, ha sido ampliamente reportada (VandenBygaart *et al.*, 2003). Los disturbios mecánicos ocurridos durante la preparación del suelo para la siembra de praderas alteran la estructura y rompen agregados del suelo, lo que determinaría que las partículas orgánicas que estaban protegidas, queden ahora expuestas a procesos microbianos (Cambardella y Elliot, 1992) y la materia orgánica no

adsorbida en estos agregados, sería más fácilmente oxidada. Esta situación podría explicar parte de la disminución del COS en las zonas sembradas pero no en la zona I. El pisoteo animal y hozado en suelos con alta humedad puede provocar un efecto similar al laboreo mecánico en el sentido de facilitar la oxidación de materia orgánica en superficie.

Los distintos usos y manejos del suelo no sólo pueden provocar cambios en los contenidos totales de MO, sino también en la composición del mismo. Analizar las fracciones de la MO nos ayuda a interpretar los procesos de formación y descomposición de MO ocurridos.

Se han desarrollado variedad de modelos para representar los cambios del C en el largo plazo. Los modelos generalmente representaron el comportamiento de la MO, agrupando los componentes orgánicos según la cinética de los mismos. Normalmente conceptualizados como un “pool” pequeño con rápida tasa de reciclaje y uno o varios pools de mayor tamaño y menor tasa de reciclaje (Cambardella y Elliot, 1992). El pool más activo de C en el suelo consistiría entre otros en microorganismos, productos microbianos y exudados vegetales que poseen un corto tiempo de reciclaje. La MOP representaría la fracción lenta, relativamente joven, poco transformada y con menor asociación con la parte mineral del suelo. Por último la materia orgánica asociada a minerales (MOAM-fracción menor a 53 μm) representaría la fracción pasiva, más humificada y estable en el tiempo, difícil de degradar por su compleja estructura (Cambardella y Elliot, 1992). Bajo estos supuestos en nuestras condiciones experimentales el C-MOP representaría la fracción formada mayoritariamente por restos de plantas (principalmente aportados por raíces como ocurre en ecosistemas de pradera), parte de las excreciones animales y restos de ración. El C-MONP incluiría como componente principal al C humificado y asociado a minerales, además de exudados vegetales, parte de la pérdida de ración (polvillo), parte de la microfauna y de las excreciones animales y los microorganismos componentes del pool más activo.

La disminución en el COS en el área con cerdos en relación al testigo, estaría motivada tanto por las diferencias en el aporte, como por la mineralización de materia orgánica reciente (C-MOP) y del C humificado (C-MONP) (Figura 22), observándose muy alta correlación entre la disminución del COS con la disminución del C-MONP considerando todos los datos (Figura 21) y en cada una de las zonas por separado. El coeficiente de variación entre muestras en relación al C contenido en las diferentes fracciones fue 15 y 18 % para MOP y MONP respectivamente, levemente superior a la variación del COS.

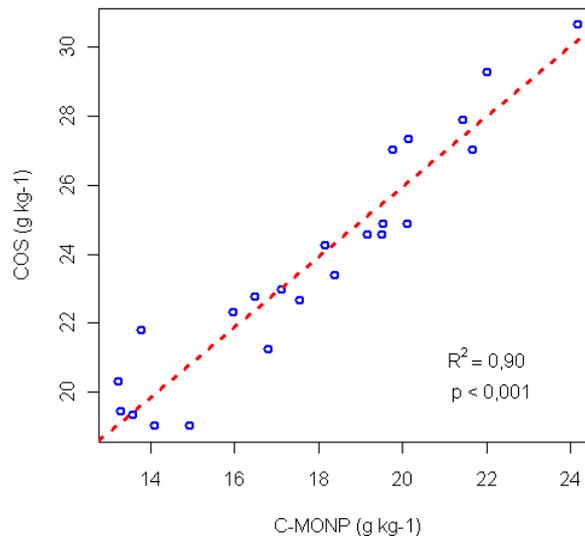


Figura 21. Relación entre el C-MONP y el COS en la capa superficial (n =24).

7.2.2.2 Materia orgánica particulada

El peso de la fracción MOP fue mayor (no significativamente) en la zona testigo donde la acumulación fue superior debido a una mínima exportación de biomasa y nutrientes y por presentar una vegetación permanente con alto retorno de residuos vegetales. Entre las zonas de las parcelas no hubo grandes diferencias en la cantidad de MOP.

Los valores de C-MOP en el suelo con cerdos y la zona testigo no fueron estadísticamente diferentes para ninguna de sus dos fracciones (Figura 22).

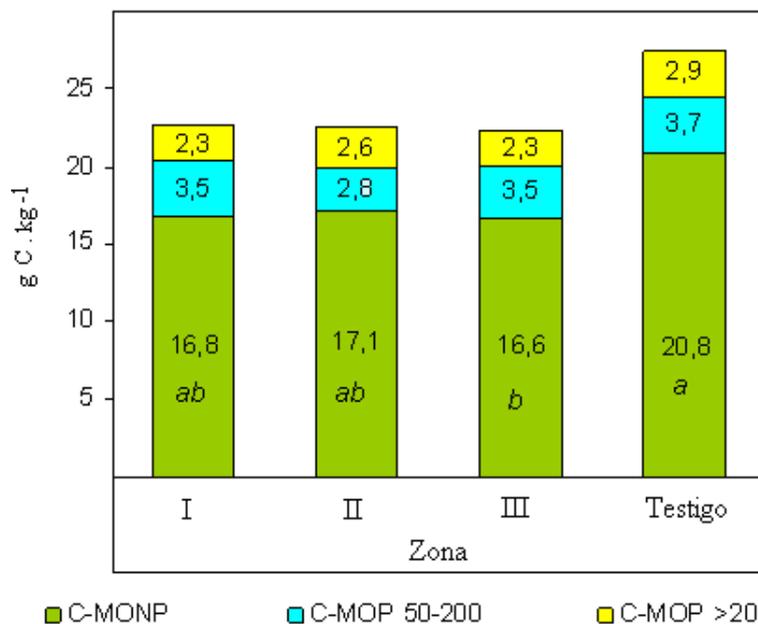


Figura 22. Distribución del carbono según las fracciones de la materia orgánica (g kg⁻¹), por zonas (letras diferentes indican diferencias significativas, p < 0,1).

Los valores de MOP encontrados fueron más altos que los reportados en el trabajo de rotaciones de largo plazo cultivos-pasturas del INIA La Estanzuela (Morón y Sawchik, 2003). Comparado a igual profundidad con dicho trabajo la zona testigo tiene similar MONP pero el doble de MOP que la rotación más larga, Mientras que el suelo con cerdos tuvo valores levemente menores de MONP que las rotaciones (cultivo-pastura) pero superior a los sistemas de cultivos continuos, y más MOP que todas las situaciones, cerca del doble que en rotaciones largas y 4 veces superior que las rotaciones de cultivos continuos.

Varios trabajos plantean que la MOP tiene mayor respuesta a los cambios de manejo que la MONP. Mandolesi *et al.* (2002) citado por Galantini y Suñer (2008) estudiaron diferentes secuencias agrícolas durante 10 años, encontrando que la relación C-MOP/COS fue el indicador más sensible para detectar los cambios ocurridos en el suelo. En el trabajo de Cambardella y Elliot (1992) se partió de una pastura natural donde el C-MOP representaba el 39% del COS de los primeros 20 cm de suelo. Luego de 20 años de cultivo de trigo bajo siembra directa o barbecho desnudo, el mismo pasó a representar un 25% y 18% del COS respectivamente. En el trabajo de Terra *et al.* (2006) citado por Salvo (2009), sobre suelos de texturas medias del este del Uruguay, el COS de los primeros 15 cm estaba conformado por un 32 % de C-MOP y 68 % de C-MOAM bajo pastura permanente. La C-MOP se redujo a 26 % luego de 8 años de cultivo forrajero continuo con siembra directa. En el trabajo de Morón y Sawchik (2003) luego de 36 años de cultivo continuo fertilizado, el C-MOP representó el 7% del COS de los primeros 15 cm, mientras que las rotaciones que incluyeron pasturas el C-MOP no supero el 15% del COS. En el trabajo de Salvo (2009) las rotaciones bajo siembra directa que incluyen cultivos de verano C4, independientemente de si la rotación fue de cultivo continuo o cultivo pastura, tuvieron los mayores valores de COS y C-MOP, representando esta última 13% del COS. Es de hacer notar que la mayoría de los estudios sobre impactos en el suelo relacionados a cambios de uso, (especialmente en suelos de praderas) han sido enfocados mayoritariamente a la conversión de éstos a un uso agrícola, en menor medida estudios que involucran al cultivo forestal y prácticamente no hay estudios relacionados a usos animales intensivos. Ningún antecedente analiza la MOP del suelo en sistemas con cerdos.

En el presente trabajo si bien hubo pequeños cambios en la cantidad total de C-MOP, la proporción de éste en relación al COS no reflejó cambios en el manejo. Esta fracción

representó el 24 % en el área testigo, en tanto que en el suelo con cerdos se situó en torno del 25 % sin diferencias significativas entre zonas.

Donde se encontraron diferencias significativas fue en la MOP 200. Las diferencias en el manejo entre zonas influyeron significativamente en el contenido de P y en la relación C/P de la misma (Figura 23). No encontramos diferencias significativas en la fracción MOP 50, ni en el contenido de C y P así como en el peso relativo de esta fracción en relación al COS. A la interna de las fracciones de la MOP, se observó mayor variabilidad en el contenido de P en la MOP 200 (CV = 42%) que en la MOP 50 (CV = 23%) y que el contenido de C en ambas fracciones. En la zona I la relación C/P de la MOP 200 es considerablemente más baja que el resto de las zonas y el testigo, indicando una gran proporción de P en su constitución (Figura 23). Esto coincide con el hecho que en esta zona el aporte principal de C es vía excreciones animales y desperdicio de la ración, ambos con alto contenido de P. En el resto de las zonas el aporte principal es de restos vegetales y particularmente en la testigo donde es la única fuente.

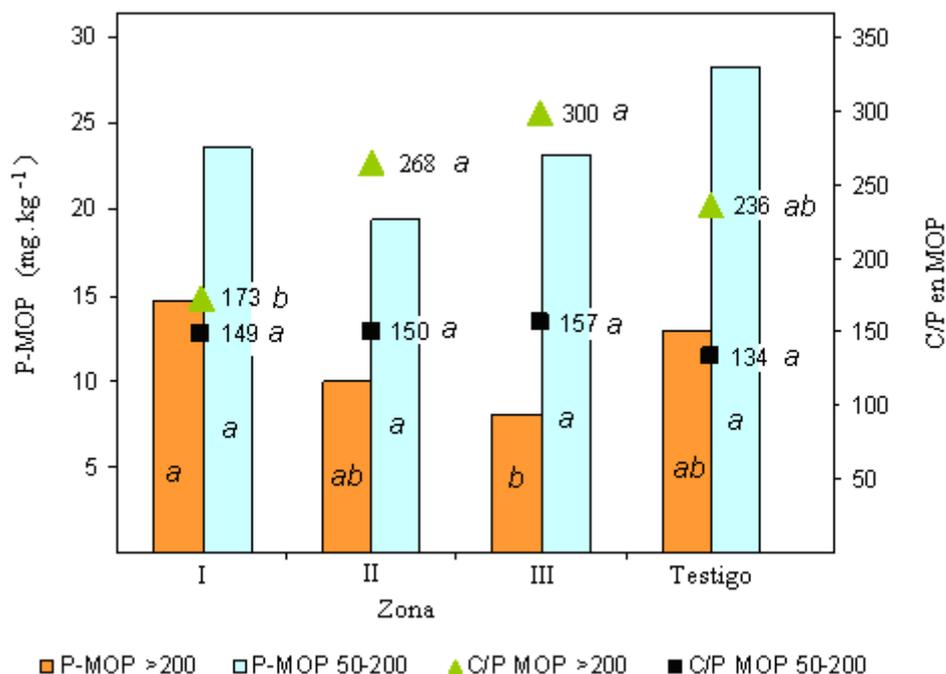


Figura 23. Contenido de P (Bray) y relación C/P en MOP, por zona en superficie (0-15 cm). Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Estos resultados confirmarían que la MOP 200 es la fracción más reciente de la MO. El no haber encontrado diferencias en la MOP 50 (con o sin cerdos, ni entre zonas diferenciadas de manejo) y que en todas las zonas tuvo mayor concentración de P y menor relación C/P que la MOP 200 (indicio de corresponder a MO más humificada), estaría indicando que al menos

una parte sustancial de esta fracción de la MOP es de formación anterior al inicio del sistema. Otro hecho que refuerza la idea que el C-MOP 200 está constituido mayoritariamente por restos recientes, es la alta correlación encontrada entre C-MOP 200 con los nutrientes en el suelo (N-NO₃, P Bray, K y Zn) para la zona I (Figura 24). El P-MOP 200 mantiene un patrón espacial similar al de los nutrientes relacionados al comportamiento de excreciones y pérdida de ración, la MOP de la zona I tiene la mayor cantidad de fósforo, seguida de la zona II y la menor concentración en la zona de pastoreo.

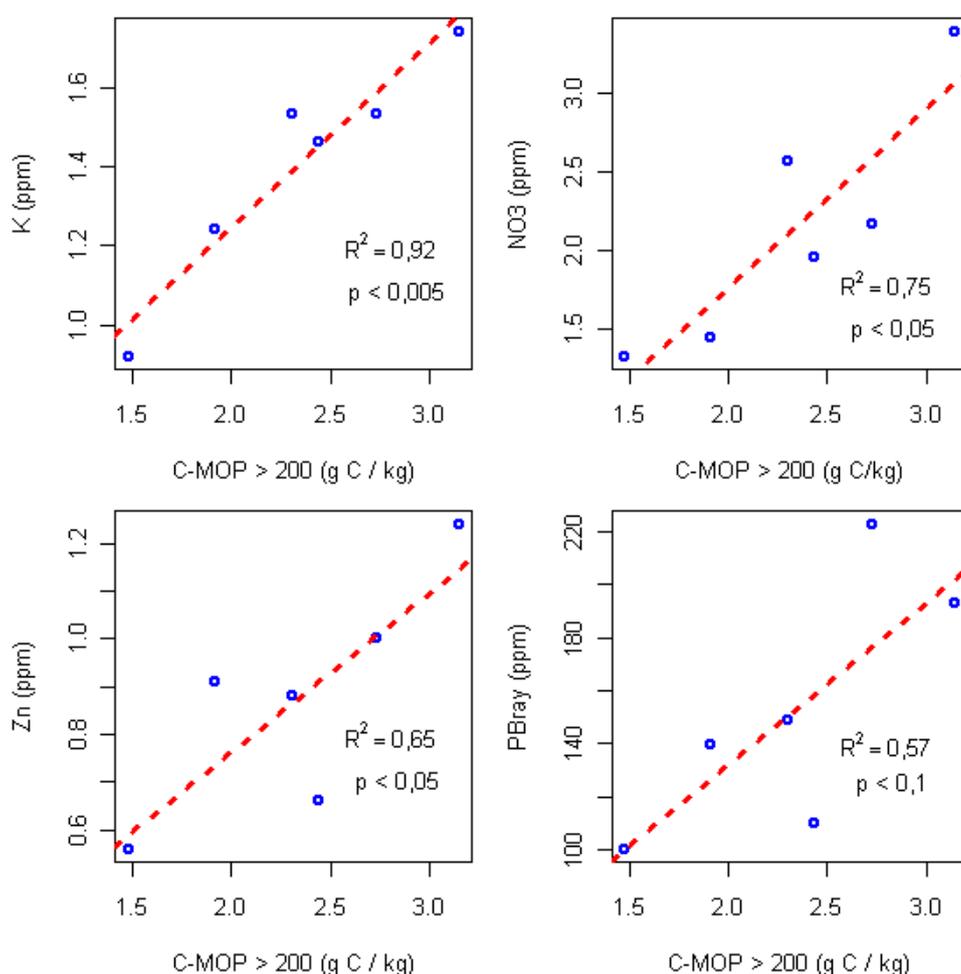


Figura 24: Relación C-MOP 200 con contenido de N-NO₃, P Bray, K y Zn (mg kg⁻¹) en la zona I.

Las diferencias en la MOP además de estar influenciadas por los aportes, están influenciadas por las pérdidas, relacionadas fundamentalmente al laboreo mecánico y animal e influenciados por la actividad biológica. Es reconocido, en general, que sistemas de

producción que incluyen pasturas por períodos prolongados presentan mayores contenidos de biomasa microbiana que aquellos con rotaciones de cultivos anuales. A su vez que la tasa de mineralización de la MOS (y sus diferentes fracciones), resulta de la interacción entre la materia orgánica viva (microorganismos, plantas, etc.) y la materia orgánica muerta, siendo un tema complejo y controversial (Kuzyakov, 2010).

7.2.2.3 Materia orgánica no particulada (MONP)

En el sistema con cerdos hubo reducción del C-MONP en relación a la zona testigo, disminución que fue estadísticamente significativa en la zona de pastoreo. Esta reducción estaría dada por la mayor tasa de mineralización, en gran medida promovida tanto por actividades animales (pisoteo y hozado), como por el laboreo mecánico. Algunos autores plantean que la rotura física de los agregados del suelo rompe la protección física de la materia orgánica asociada, dejándola más expuesta al ataque microbiano, incrementando su descomposición (Helal y Sauerbeck, 1984, 1986; citados por Kuzyakov, 2002). El aumento del Na también puede aumentar la dispersión de coloides inorgánicos aumentando la exposición (Wong *et al.*, 2005). Si bien los contenidos de Na en las condiciones experimentales no fueron muy altos, se observó correlación lineal con menores contenidos de C-MONP a medida que aumenta el Na, efecto contrario al Ca (figura 25),

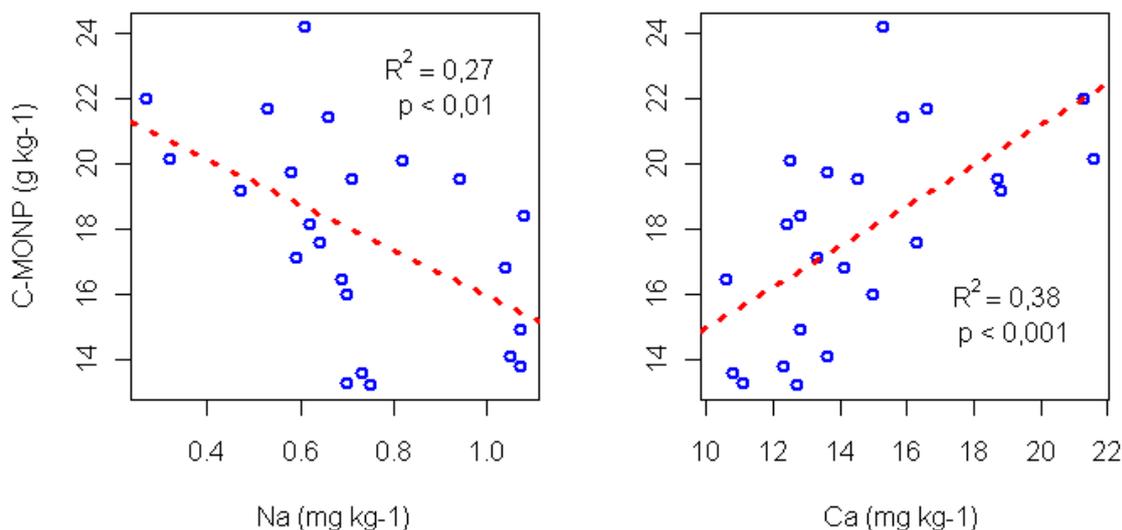


Figura 25: Relación C-MONP con el contenido de Na y Ca (mg kg^{-1}).

Una hipótesis complementaria podría ser que en el suelo con cerdos ocurra lo que algunos autores llaman efecto “priming” o sea el incremento de la tasa de descomposición de la material orgánica del suelo, luego del agregado de materia orgánica fresca al suelo (Fontaine

et al., 2003) ya sea este en pulsos o continuo (Kuzyakov, 2010). En el suelo con cerdos hay un gran aporte de nutrientes, por parte de las pasturas en forma relativamente constante, y concentrado en momentos puntuales por las deyecciones animales que además no están homogéneamente distribuidas. Estas últimas estimularían el crecimiento de la biota del suelo en parches, generando hotspots microbianos en el suelo, que según (Kuyakov, 2010) son lugares importantes para el efecto priming. Por otro lado le siguen momentos de aportes menores o casi nulos, por lo que una vez consumidos los nutrientes rápidamente disponibles los microorganismos del suelo atacarían compuestos humificados. A su vez Fontaine *et al.* (2003) plantean que es probable que los hongos se beneficien de la necromasa bacteriana que queda después que la MO fácilmente disponible se agota, utilizando gran variedad de enzimas extracelulares que puedan ser más eficientes en la descomposición de la MO del suelo.

El hecho de no encontrar diferencias significativas en la MONP entre zonas de las parcelas, y fundamentalmente la baja correlación entre el C-MONP con las concentraciones de nitrato, P, K y Zn (muy influenciados por las deyecciones de los cerdos y pérdida de ración), estarían reafirmando lo planteado por otros autores y para otros sistemas en relación a que la MONP representa mayoritariamente a compuestos más humificados y de mayor edad.

7.2.2.4 Efecto de la carga animal y su relación con la materia orgánica del suelo.

La carga animal tiene efectos modificando aportes y egresos de la materia orgánica del suelo. Al incrementar la carga aumentan las excreciones y pérdida de ración, disminuyendo los aportes de residuos de la pastura. En pasturas pastoreadas la transformación de nutrientes y los flujos pueden ser impactados por los disturbios físicos por el pisoteo animal (Šimek *et al.*, 2006), que sumado a la distribución de nutrientes aumenta el movimiento horizontal de los flujos de C, incrementando la heterogeneidad espacial del COS y sus componentes.

La variación en el COS tuvo influencia estadísticamente significativa de la interacción entre carga animal y la zona de la parcela. En la zona de pastoreo el COS estuvo correlacionado lineal y negativamente con la carga (Figura 26), en tanto que en la zona I el modelo cuadrático tuvo el mejor ajuste.

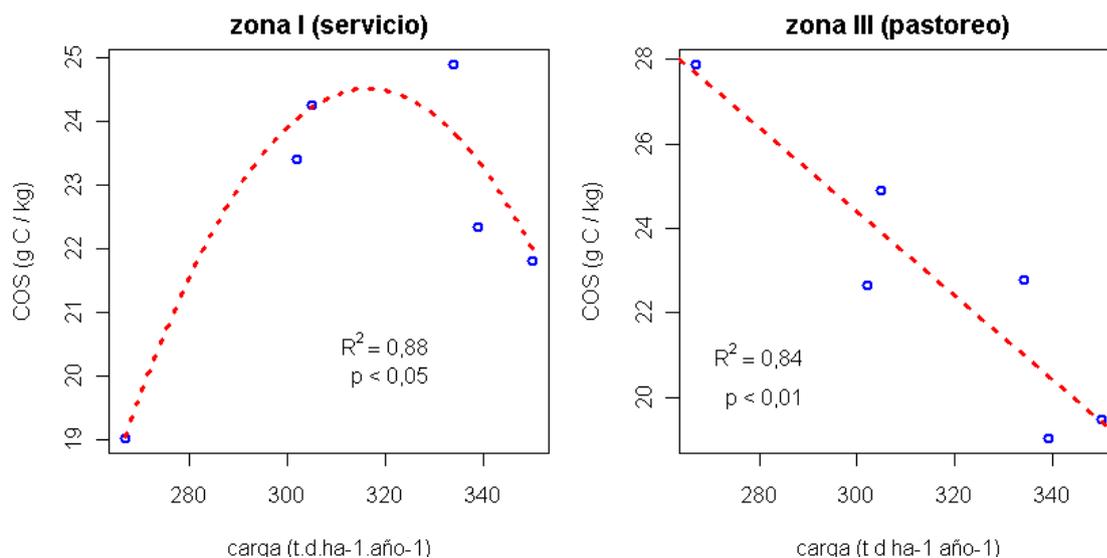


Figura 26. Relación entre la carga animal y el COS, para la zona I y la de pastoreo.

Este efecto de la carga además de variar entre zonas en su relación con la MO, impactó en forma diferencial en las fracciones de la misma. En la zona de servicio el aumento de carga incremento la materia orgánica recientemente aportada (C-MOP 200), en forma lineal con un coeficiente de regresión positivo y significativo (Figura 27). En esta zona es donde se concentra la pérdida de ración aumentando con la carga y parte de las heces. En tanto que en la zona de pastoreo no hay una clara relación entre carga y la materia orgánica particulada, la relación es más notoria cuando la relacionamos con la materia orgánica más reciente, donde el modelo cuadrático si bien no es significativo tiene un mejor ajuste con C-MOP 200. Al aumentar la carga baja el aporte de la pastura, pero cuando la carga sigue aumentando empieza a ser importante el aporte de las heces, este efecto no es tan importante porque aún las cargas más altas del CRS son relativamente bajas.

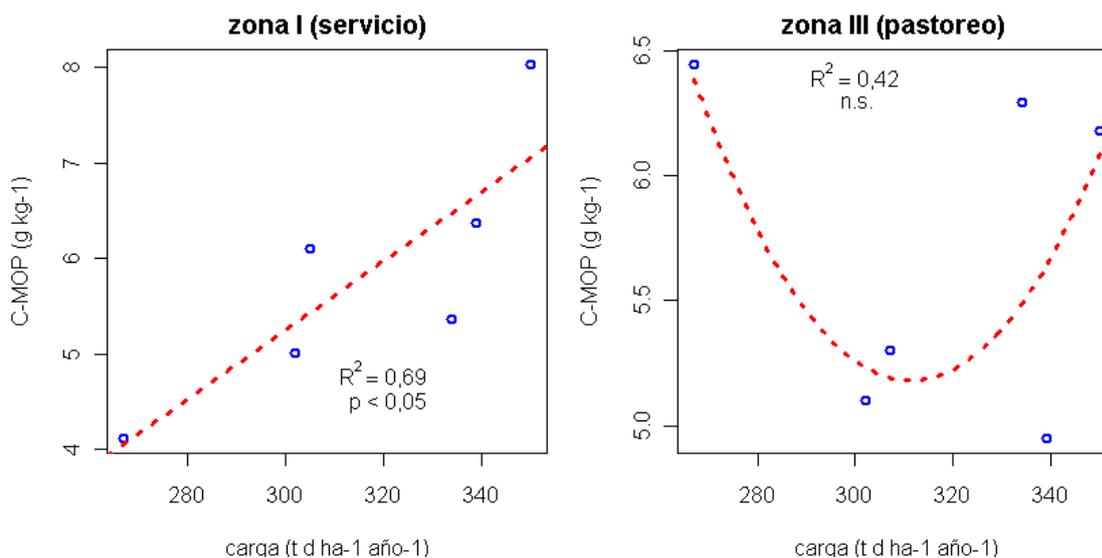


Figura 27. Relación entre la carga animal y el C-MOP en la zona I de servicio (izquierda) y la zona de pastoreo (derecha).

Una de las consecuencias del aumento de carga sobre la materia orgánica en la zona de pastoreo parecería estar relacionada con el aumento del pisoteo (con movimiento de suelo) y hozado, que produce un efecto de “laboreo animal” en superficie, aumentando la mineralización de la materia orgánica, que se suma al laboreo mecánico realizado en ésta zona. Los aumentos de carga estuvieron altamente correlacionados lineal y negativamente con el C-MONP en la zona de pastoreo (Figura 28). Pero en la zona de servicio el modelo que tuvo mejor ajuste con la materia orgánica más humificada (C-MONP) fue cuadrático.

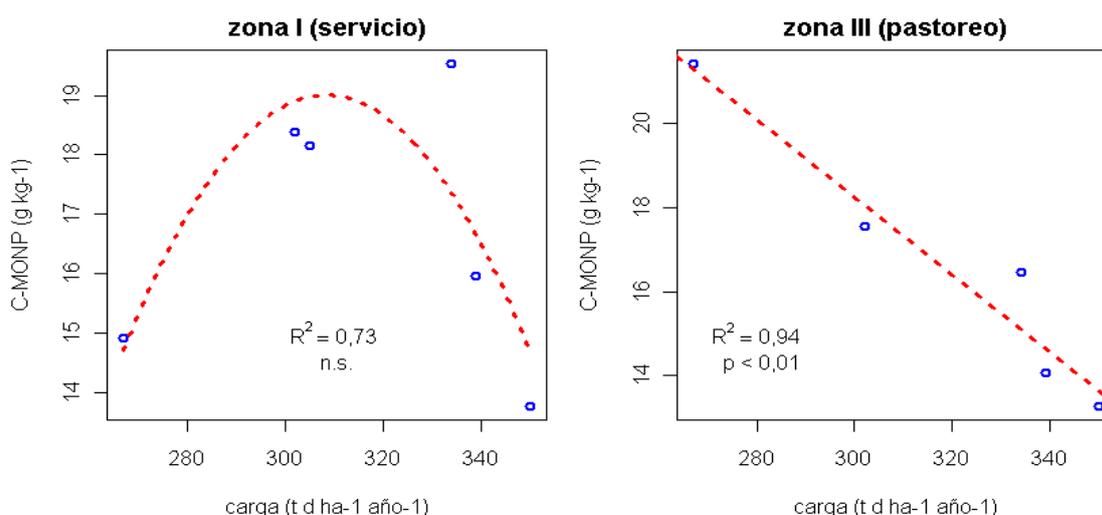


Figura 28. Relación carga animal con C-MONP en la zona I de servicio (izquierda) y la zona de pastoreo (derecha).

Analizando la relación entre la carga y el P en la MO, se refuerzan las posibles explicaciones planteadas, la carga mantiene relación con el P-MOP 200, con diferente relación para la zona I con respecto a las zonas II y III (Figura 29).

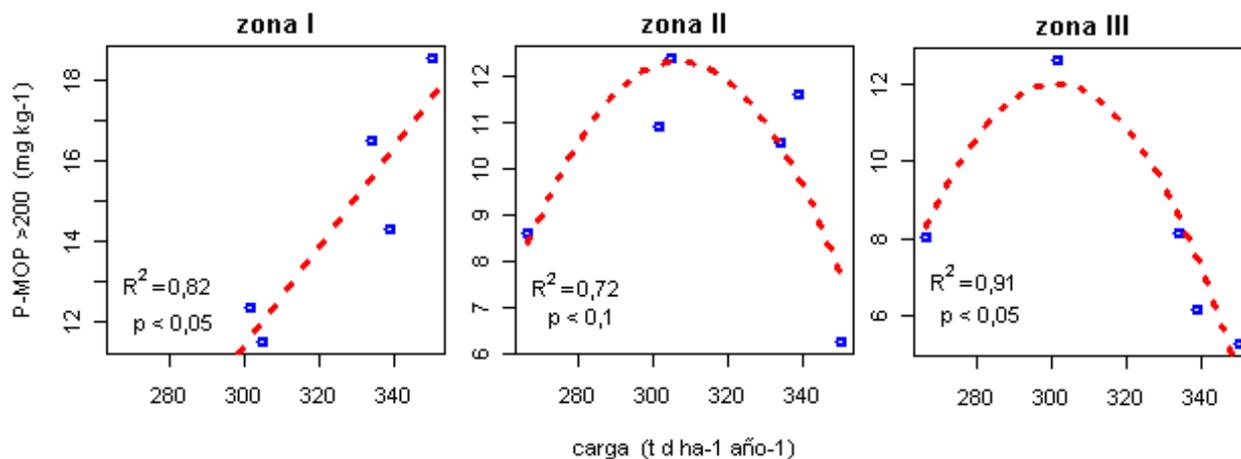


Figura 29. Relación carga animal con P-MOP 200 en las 3 zonas de las parcelas.

En la zona I la explicación sería nuevamente principalmente dada por la mayor concentración de las excreciones y la pérdida de ración, a mayor carga más P en la MO. En las zonas II y III hay algunos fenómenos con sentido opuesto en relación a la carga, ya que la relación se ajusta a un modelo cuadrático. Una posible explicación es que con cargas animales mayores aumentan residuos con más P, aumentando también el pisoteo y mineralización del humus, se descompone parte de los residuos recientes y se favorecería la mineralización de los restos que tienen menor C/P. Esto se vio reflejado también en la relación C/P de la MOP 200.

7.2.2.5 Conclusiones de materia orgánica.

El sistema afectó significativamente el ciclo del carbono, disminuyendo el COS (en superficie y profundidad) en relación al suelo testigo al cabo de los 12 años, producto de cambios en aportes y mineralización.

No se observaron diferencias significativas influenciadas por la rotación utilizada, ni grandes diferencias según la zona de la parcela. En este último caso se observó que la interacción carga con zona afectó el contenido de MO, con efectos diferentes en la zona de pastoreo y la zona de servicio.

En el sistema el C-MOP parece corresponder con los materiales más recientes (particularmente la fracción C-MOP 200) y el C-MONP a las fracciones más humificadas,

coincidiendo con Cambardella y Elliot (1992). Sin embargo a diferencia de otros trabajos la MONP parece tener mayor respuesta que la MOP frente a cambios de manejo del sistema de cerdos a campo, así como la relación C-MOP/COS no fue un indicador sensible para detectar cambios ocurridos en el suelo.

La presencia animal influyó en la importancia relativa de las entradas de C. Siendo las deyecciones y pérdida de ración la principal entrada en la zona I, generando MO con mayor proporción de P en su constitución (aumentó significativamente P-MOP 200 y disminuyó la relación C/P en dicha fracción). En este sentido se destacan además las altas correlaciones lineales positivas entre carga y el contenido de C y P de la MOP 200 en la zona I. En tanto que en las otras zonas las entradas de restos vegetales (no consumidos por los animales) tiene un rol más importante, y la carga muestra efectos opuestos, por un lado al aumentar la misma hay mas deyecciones, pero al mismo tiempo menor crecimiento vegetal y mayor traslado de nutrientes hacia la zona de servicio.

En la parcela con menor carga animal aumentó el COS en relación al promedio del testigo, lo que deja varias preguntas abiertas. ¿Es posible evitar la pérdida de COS o incluso incrementarlo modificando el manejo de los cerdos a campo, partiendo de suelos con alta MO? ¿Qué pasaría partiendo de suelos deteriorados con bajo C-MONP?

Estos resultados primarios parecerían indicar que los procesos en torno a las variaciones de la MOP serían diferentes, en sistemas de pastoreo animal con fuerte incorporación de ración en la dieta, a las realizadas en sistemas exclusivamente agrícolas o de ganadería extensiva. Cuando pasamos de praderas a cultivos lo que se observa en general es reducción de aportes y mineralización del humus, pero en este caso habría un cambio de aporte, más allá de cambiar la cantidad o no, cambia la calidad y la distribución horizontal y en el perfil del suelo.

7.2.3 Contenido de nutrientes en el suelo en las diferentes zonas.

Varios factores inciden en el contenido de nutrientes en el suelo y su distribución espacial y temporal en las parcelas, entre ellos aquellos afectados por el manejo animal y vegetal como la fertilización, tipo y crecimiento vegetal, pastoreo, comportamiento de excreción de los animales y pérdida de ración entre otros. Varios trabajos han estudiado y encontrado diferencias en el patrón espacial de distribución de nutrientes por los cerdos a campo,

fundamentalmente N (Williams *et al.*, 2000; Petersen *et al.*, 2001; Sommer *et al.*, 2001), pero también P extractable (Watson *et al.*, 2003) y K extractable (Eriksen y Kristensen, 2001).

En nuestro trabajo la fertilización fue el factor con mayor homogeneidad espacial, correspondiendo solo a las zonas cultivadas (II y III). La pérdida de ración si bien fue más heterogénea debido al manejo de alimentación de los cerdos, se concentró en una pequeña área particularmente en la zona I y en algunas situaciones en la zona II. Por la forma de presentación de la ración y el tipo de comedero utilizado, es esperable que la pérdida de ración haya sido considerable, coincidiendo con lo observado por Quintern y Sundrum (2006) y Salomon *et al.* (2007). El comportamiento de pastoreo y de excreción de los animales fueron los más heterogéneos (abarcando las 3 zonas) y generaron además movimientos horizontales de nutrientes afectando todas las zonas.

En cercanías de comederos, bebederos y refugios aumentó la concentración de nutrientes, particularmente N, P, K y Zn (Tabla 10).

Tabla 10. Contenido de nutrientes en el suelo (0-15 cm), por zonas.

| Zona | P Bray | N-NO ₃ | N-NH ₄ | Zn | Cu | K | Na | Ca | Mg |
|---------|------------------------|-------------------|-------------------|-----|------|-------------|------|------|-----|
| | (mg kg ⁻¹) | | | | | (meq/100 g) | | | |
| I | 152 | 2,1 | 1,4 | 0,9 | 3,37 | 1.4 | 0.91 | 14.0 | 6.2 |
| II | 107 | 1,2 | 0,5 | 0,6 | 3,25 | 1.0 | 0.75 | 13.9 | 5.9 |
| III | 50 | 0,8 | 0,3 | 0,3 | 3,42 | 0.4 | 0.73 | 13.0 | 5.7 |
| Testigo | 25 | 0,9 | 0,3 | 0,2 | 3,20 | 0.7 | 0.49 | 17.0 | 5.6 |

Esta distribución es coincidente con los del muestreo II y con lo reportado por otros autores como Eriksen y Kristensen (2001) y Salomon *et al.* (2007) entre otros.

El P (Bray y en solución), N (nitrato y amonio), K, Zn y conductividad eléctrica son las variables que presentaron CV superiores a 50 % para las muestras del área con cerdos, todas están relacionadas con las excreciones y pérdida de ración (el resto de las variables analizadas mostraron CV menores a 50 %). La variabilidad fue menor en la zona de pastoreo que en la de servicio, P Bray y Zn tuvieron mayor variabilidad en la zona I (posiblemente más asociadas a heces), en tanto que K y NO₃ y NH₄ (posiblemente más asociados a orina) tuvieron su mayor variabilidad en la zona II seguida de la zona I (Tabla 11).

Tabla 11. Coeficiente de variación para CE y los nutrientes en el suelo (%), por zona

| Zona | CE (1:1) | P Bray | Zn | K | N-NO ₃ | N-NH ₄ |
|--------------|----------|--------|----|----|-------------------|-------------------|
| I | 50 | 31 | 28 | 20 | 36 | 19 |
| II | 31 | 11 | 26 | 36 | 45 | 21 |
| III | 14 | 10 | 18 | 11 | 28 | 17 |
| Testigo | 18 | 10 | 29 | 16 | 12 | 40 |
| Área cerdos* | 59 | 50 | 53 | 52 | 57 | 57 |

Nota: * Sobre el total del área con cerdos.

Aún bajo condiciones idóneas de producción animal, los cerdos no utilizan el 100 % de los nutrientes consumidos, generalmente se asume que la proporción que es excretada (del consumido) es de 45 a 60 % del nitrógeno, de 50 a 80 % del calcio y fósforo, y de 70 a 95 % del potasio, sodio, magnesio, cobre y zinc. La mayoría de los autores le atribuyen al comportamiento de excreción de los cerdos un peso muy importante en la distribución espacial de estos nutrientes. Las diferentes zonas de excreción se diferencian además en el peso relativo que tienen la proporción de heces y orina (Watson *et al.*, 2003; Benfalk *et al.*, 2005). La orina está más asociada a las entradas de N y las heces al P. En el trabajo de Watson *et al.* (2003) en la orina estaba el 75 % del N y solo el 16 % del P excretado por cerdas gestantes en pastoreo con dietas convencionales.

En el presente trabajo no se estudió el comportamiento de excreciones, pero en base a los impactos observados es factible suponer que las deyecciones se distribuyen en toda la parcela, aumentando su concentración en la zona de servicio y que la pérdida de ración de los comederos también fue más importante en la zona I y a mayor carga animal.

7.2.3.1 Fósforo

Las entradas de P al sistema están asociadas a la ración usada para los cerdos y al uso de fertilizante en el área cultivada. Las salidas están asociadas a la exportación en productos animales, procesos de escurrimiento superficial y en profundidad, los procesos relacionados a la erosión serían de poca importancia para el suelo bajo estudio dada la topografía plana. De todas formas en suelos del Uruguay se produce generalmente la retrogradación del P agregado hacia formas cada vez más insolubles (Zamalvide *et al.*, 1982)

El contenido de P disponible en el suelo con cerdos fue muy superior al suelo testigo en todas las zonas, mostrando a su vez una clara diferencia entre zonas, relacionada a la distancia de las instalaciones, patrón similar a lo reportado por Eriksen y Kristensen (2001). Los muy altos

valores de P Bray encontrados en superficie (0-15 cm) en la zona I (sin fertilización fosfatada) provienen ampliamente de excreciones animales y pérdida de ración. En la zona de pastoreo, hay diferencias estadísticas y agronómicas muy importantes con el testigo, siendo valores que no pueden explicarse solo por el fertilizantes de las praderas, esto confirmaría el importante aporte de excreciones de los cerdos en esta zona, aunque menor que en la zona de servicio (Tabla 12).

Tabla 12. Fósforo Bray 1 y en solución (mg kg^{-1}) según las zonas de las parcelas y testigo, en superficie y profundidad.

| Zonas | P Bray | | P en solución * | |
|---------|-----------|------------|-----------------|------------|
| | 0 - 15 cm | 15 - 30 cm | 0 - 15 cm | 15 - 30 cm |
| I | 152 a | 46 a | 3,66 a | 0,34 a |
| II | 107 a | 41 a | 1,24 a | 0,14 ab |
| III | 50 b | 28 ab | 0,11 b | 0,18 ab |
| Testigo | 25 c | 20 b | 0,05 b | 0,05 b |

Nota: * relación suelo agua 1:1. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

En profundidad los contenidos de P Bray son menores en todas las zonas, pero en la zona de servicio los valores son de todas formas altos, indicando que hubo importantes movimientos verticales desde la capa superior. Por otro lado el P en solución es considerablemente alto en la zona de servicio (I y II) en la capa de 0-15 cm, manteniéndose en concentraciones más importantes solo en la zona I en la profundidad de 15 a 30 cm. Este aumento en profundidad concuerda con las observaciones realizadas por Koopmans *et al.* (2007) luego de 11 años de agregado de estiércol de cerdos en el suelo. Dichos autores encontraron gran acumulación de monoésteres de ortofosfato en las capas superiores de los suelos tratados con estiércol y señalan que la mineralización de P orgánico en las capas superiores también puede haber generado ortofosfato, lo que podría haber contribuido al movimiento descendente de P. En nuestras condiciones también hubo probablemente un importante movimiento de materiales por las grietas del suelo (muy comunes en períodos secos para este tipo de suelo), incrementado por el pisoteo de los animales sobre los bordes de las mismas.

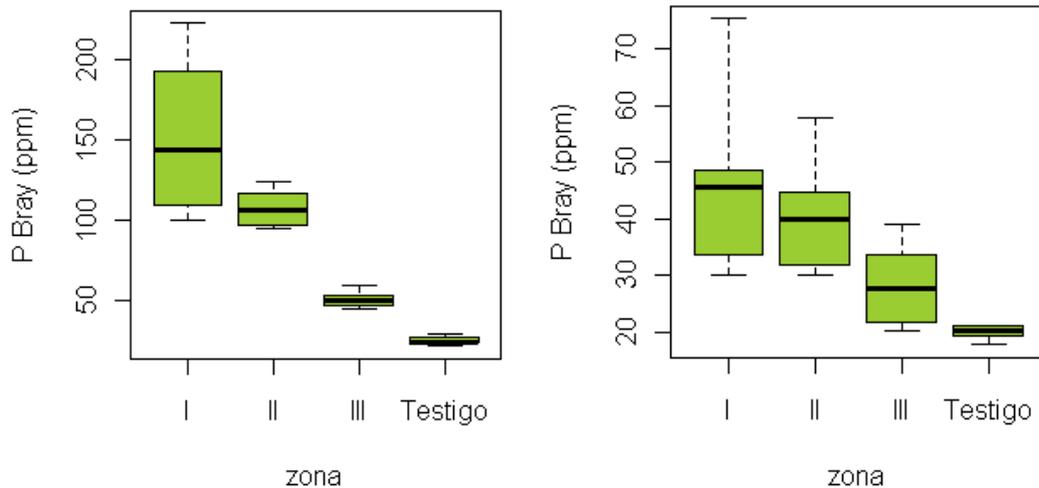


Figura 30. Diagrama de cajas, fósforo según zona en superficie (0-15 cm) (izquierda) y profundidad (derecha).

El efecto de la rotación fue menor al de la zona, si bien el sector B recibió 40 kg/ha más de P_2O_5 (en los 12 años), solo se observó diferencia del P disponible en superficie (no significativa) y valores muy similares en profundidad (datos no presentados).

Después de 12 años el contenido de P disponible (estimado en base a los valores de P Bray del Muestreo II y la densidad del Muestreo III) en las parcelas con cerdos fue 230 kg/ha en los primeros 30 cm, mostrando un incremento de 126 kg/ha en relación al testigo (104 kg/ha de P). Las entradas de P por fertilización son de 320 kg/ha acumulados en los 12 años (promedio para las dos rotaciones). Las entradas de P en la ración (aprox. 45 kg ha⁻¹ año⁻¹ promedio) excedieron a la salida en lechones (los cuales retuvieron aprox 20 kg ha⁻¹ año⁻¹) en 25 kg ha⁻¹ año⁻¹. En los 12 años el aporte neto acumulado de P en la ración es aprox 300 kg de P/ha. De esta forma las entradas netas de P total en el suelo con cerdos sumaron 620 kg ha⁻¹ en los 12 años, las que contribuyeron al incremento del P disponible en 126 kg ha⁻¹, los restantes 494 kg ha⁻¹ se incorporan al suelo o pierden al ambiente (41 kg ha⁻¹ año⁻¹). Teniendo en cuenta lo postulado por Watson *et al.* (2003), sobre la necesidad de tener en cuenta la distribución espacial de nutrientes observada, para no subestimar las pérdidas de nutrientes obtenida con los balances de nutrientes, podemos suponer que la pérdida de P del sistema fue importante.

La acumulación de P en el suelo no es usualmente un problema agronómico, salvo en situaciones que pueda reducir la absorción de otros elementos, tales como el hierro, manganeso, cobre y/o zinc. Pero en la medida que en sistemas de cerdos a campo estos elementos son incorporados en la ración, también son incrementados en el suelo por las deyecciones.

Es de hacer notar que los valores de P Bray si bien son agronómicamente altos especialmente en la zona de servicio, son relativamente bajos comparado con otros sistemas intensivos de producción animal. En este sentido Graetz *et al.* (1999) en EEUU encontraron que los valores de P total en el horizonte superficial del suelo de áreas con alta densidad de animales y de tambos abandonados (2500 y 750 mg kg⁻¹, respectivamente) superaban enormemente los de áreas prístinas y los de suelos de pasturas con baja densidad de animales (30 y 114 mg kg⁻¹, respectivamente). En sistemas de cerdos a campo Watson *et al.* (2003) encontraron valores en el entorno de 700 mg kg⁻¹ de P extractable en las zonas preferidas para la excreción de los cerdos luego de solo 15 meses de pastoreo con cerdas gestantes.

Por otro lado en el presente trabajo el P extractable en la zona I triplicó al encontrado en la zona de pastoreo. Este contraste entre zonas es ampliamente menor al reportado en los trabajos de Watson *et al.* (2003) y Salomon *et al.* (2007) tanto para sistemas fijos como para los móviles. Esto es muy significativo teniendo en cuenta además que en el caso del CRS estamos considerando el efecto acumulado de 12 años, si bien hay que considerar que la zona I no recibió fertilización y las otras zonas si.

Como vimos en la revisión es unánime la visión que el aumento en el contenido de P está relacionado directamente con las deyecciones de los cerdos. En el presente estudio si bien no se registraron las deyecciones se observó una muy alta correlación en superficie del contenido de P Bray con el de Zn, K y N-NO₃, lo que estaría indicando el gran incremento del P asociado a la descomposición de productos orgánicos, aumentando la correlación con los nutrientes menos móviles en el suelo (Figura 31).

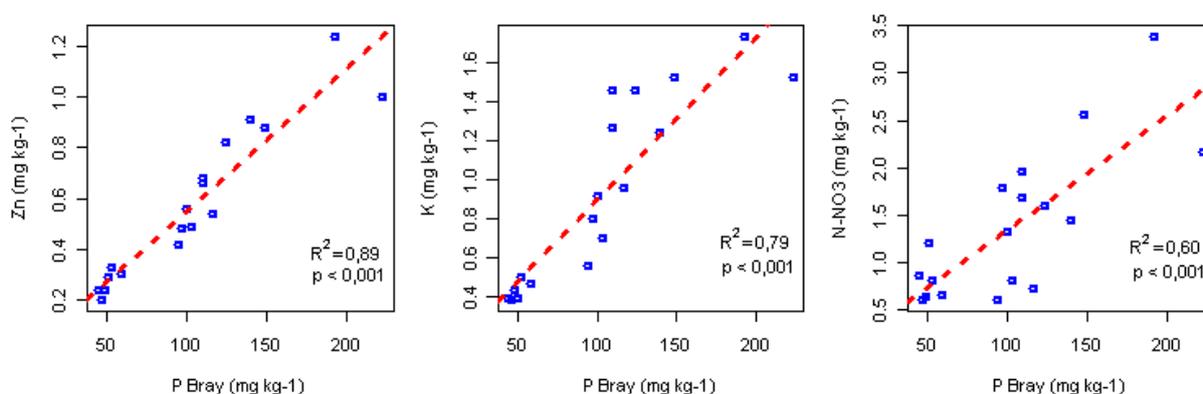


Figura 31. Relación P Bray con Zn, K y NO₃, en superficie de las parcelas con cerdos.

En nuestro trabajo los altos valores de P Bray en superficie se correspondieron con altos valores de P en solución (Figura 32). En profundidad si bien se mantiene la misma tendencia la correlación no fue alta ni significativa. El 20 % de las muestras en el suelo con cerdos tenía más de $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ de P en solución en profundidad. Debido a la gran concentración de P en la zona de servicio y a que los niveles de P están altamente correlacionados con las zonas más compactadas, sumado a que la capacidad de fijación de P en los Brunosoles eutríficos es frecuentemente media a baja (Duran, 1991, citando a Escudero y Morón 1978) es esperable que gran parte de las pérdidas de P fueran por escorrentía.

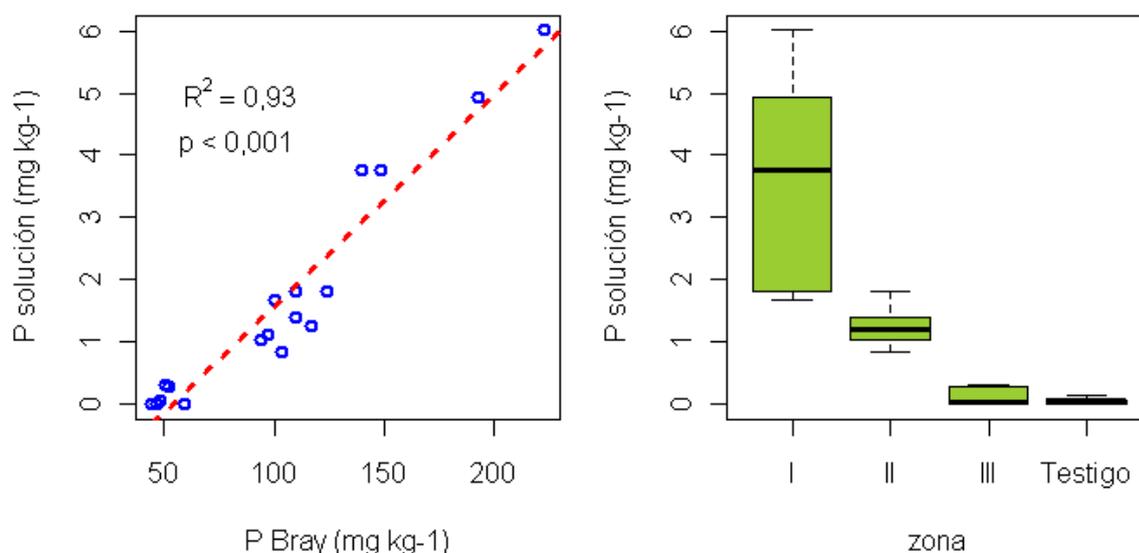


Figura 32. Relación entre P Bray y P en solución (mg kg^{-1}) en superficie (0-15 cm), en parcelas con cerdos (izquierda). Diagrama de cajas, P en solución (mg kg^{-1}) en superficie por zonas (derecha).

Varios autores plantean que los sistemas de cerdos a campo pueden ser una fuente importante de agua de escorrentía con elevadas cantidades de fósforo, problema que se incrementa si el riesgo de erosión es considerable. Stone *et al.* (1995) citado por Wichman (2007) encontraron concentraciones de hasta $1,5 \text{ mg/L}$ de P en un arroyo cercano a un campo donde se distribuyó efluentes de cerdos. Aún no siendo un problema para el suelo, si el sistema de producción permite que el exceso de P alcance cuerpos de agua, donde en combinación con N, altas temperaturas y luz solar entre otros factores pueden provocar un crecimiento explosivo de algas, incrementando el riesgo de eutrofización (Carpenter *et al.*, 1998, citados por Elliot *et al.*, 2005). Horta *et al.* (2004) señalan concentraciones de P total de $0,1 \text{ mg/L}$ como valor considerado límite en aguas de drenaje para evitar la eutrofización del agua superficial.

Considerando que en nuestro caso las muestras fueron de la capa superficial, la concentración encontrada en la zona de pastoreo puede implicar cierto riesgo de contaminación difusa.

Más allá de los problemas biofísicos que pueda ocasionar el exceso de P al ambiente, estos elevados niveles en el suelo reflejan un desbalance de nutrientes en la dieta de los cerdos y problemas de fertilización. Por lo que sería deseable y posible reducir el exceso de P (modificando la ración), así como considerar su distribución para planificar la fertilización fosfatada (de ser necesario) de las pasturas a utilizar.

7.2.3.2 Nitrógeno mineral (nitrato y amonio)

La concentración de Nmin en el suelo fue afectada por el sistema, siendo estadísticamente significativo el efecto de la rotación, la zona y la interacción de la carga con la zona.

En la capa superficial el N-NO₃ aumentó su concentración en la zona de servicio, siendo significativa la diferencia de la zona I con la de pastoreo y testigo. No se observaron diferencias significativas entre el testigo y la zona de pastoreo en superficie, ni entre ninguna de las zonas en profundidad (Tabla 13). El N-NH₄ a diferencia disminuyó significativamente en todas las zonas en relación al área testigo, tanto en superficie como en profundidad.

Tabla 13. Concentración de N-NO₃, N-NH₄ y N mineral (mg kg⁻¹), por zona y profundidad.

| Zona | N-NO ₃ | | N-NH ₄ | | Nmin | |
|----------|-------------------|----------|-------------------|----------|---------|----------|
| | 0-15 cm | 15-30 cm | 0-15 cm | 15-30 cm | 0-15 cm | 15-30 cm |
| I | 2,1 a | 1,4 a | 0,6 b | 0,4 b | 2,7 a | 1,8 a |
| II | 1,2 ab | 0,5 a | 0,5 b | 0,3 b | 1,7 b | 0,8 a |
| III | 0,8 b | 0,3 a | 0,5 b | 0,4 b | 1,3 b | 0,7 a |
| Testigos | 0,9 b | 0,3 a | 1,2 a | 0,8 a | 2,0 ab | 1,1 a |

Nota: letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Al igual que lo observado en el muestreo II el N-NO₃ explica la mayor parte de la variación del Nmin en el suelo con cerdos, tanto en la capa superficial (0-15 cm) como en profundidad ($R^2 = 0,98$ en ambas profundidades), a diferencia de la zona testigo donde la mayor parte del Nmin estaba bajo la forma de N-NH₄. En el suelo con cerdos las concentraciones en superficie de N-NH₄ fueron muy escasas y poco variables, en tanto que el N-NO₃ tuvo mayor variación especialmente en la zona de servicio (Figura 33). Los resultados son concordantes con los de Gustafson (2000), quien describe que después de retirados los animales, las parcelas pastoreadas por solo unos meses tuvieron significativamente más N-NO₃ en la capa

de 0-30 cm ($34.2 \pm 6.4 \text{ kg ha}^{-1}$) y similares cantidades de N-NH_4 comparadas con las áreas testigo sin cerdos.

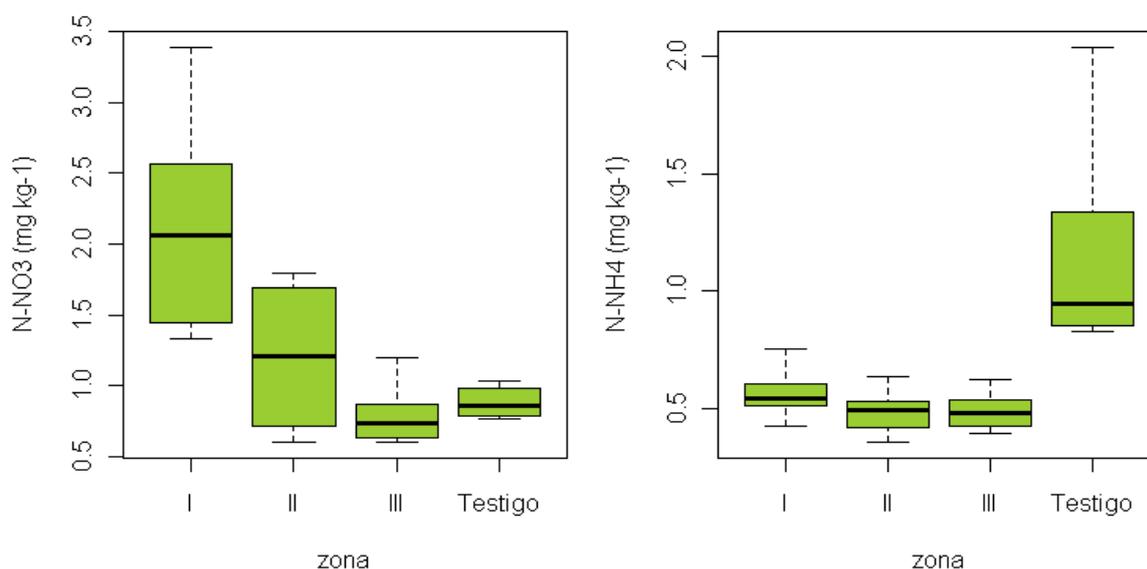


Figura 33. Diagrama de cajas, concentración de N-NO_3 y N-NH_4 (mg kg^{-1}), en superficie y por zona.

Para varios autores el hecho de que los animales en pastoreo pasen más tiempo alrededor de bebederos, sitios de alimentación y en zonas de descanso, puede provocar heterogeneidad espacial en el impacto de los animales, influyendo en el destino del nitrógeno en el suelo pastoreado (Oenema *et al.*, 1997 y White *et al.*, 2001, citados por Šimek *et al.*, 2006). En este sentido, la concentración de N_{min} y N-NO_3 observada fue más alta cerca de los sitios de alimentación, bebida y refugios, disminuyendo hacia el fondo de las parcelas (patrón coincidente entre los dos muestreos), similar a lo descrito por Eriksen y Kristensen (2001). No se observó un patrón de incremento en la concentración de N sobre los laterales de las parcelas como describieran Watson *et al.* (2003). Las causas probables del aumento de N en la capa superficial de la zona de servicio, estarían relacionadas fundamentalmente con la pérdida de ración y la menor utilización por las pasturas (zona de menor crecimiento vegetal). El patrón de distribución de orina si bien es señalado por varios autores como una de las posibles causas fundamentales del incremento de NO_3 en superficie (Gustafson, 2000; Watson *et al.*, 2003), no parece ser de los principales motivos en nuestras condiciones.

En relación a las rotaciones, se observó menor concentración de N-NO_3 (estadísticamente significativa) en el sector B, aunque las diferencias desde el punto de vista agronómico fueron reducidas, y posiblemente explicadas en gran medida por la mayor demanda de las pasturas de dicho sector.

Durante el periodo de 12 años en promedio entraron al sistema por la ración $220 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de N, 80 kg ha^{-1} de la fertilización nitrogenada y si le sumamos la deposición atmosférica y la fijación biológica de nitrógeno (asociada a las leguminosas utilizadas) estos valores aumentarían considerablemente. Las entradas por ración si bien fueron muy importantes, fueron relativamente bajas comparadas con otros sistemas de cerdos a campo como las reportadas por Worthington y Danks (1992) y Williams *et al.* (2000). Incluso comparadas con Gustafson (2000) quienes con cerdas reproductivas a cargas bajas de 2,5 cerdas $\text{ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ plantea que las entradas en la ración fueron de 172 kg ha^{-1} de N.

Más allá de las importantes entradas, no se observó gran acumulación de N_{min}, se calculó para la zona I (0-15 cm) una diferencia de tan solo $0,12 \text{ kg ha}^{-1}$ de N_{min} superior al área testigo, en tanto que en la zona II y III hubo menos N_{min} en el suelo con cerdos (diferencias no significativas). En las condiciones de Uruguay la acumulación de N depende fuertemente de las condiciones climáticas. Las concentraciones medidas en el muestreo II fueron muy superiores a las del Muestreo III, en parte debido a que éste último se realizó inmediatamente luego de un período de intensas lluvias. De todas formas las concentraciones de N-NO₃ observadas incluso en la zona de servicio, son muy bajas comparadas con otros trabajos con producción animal intensiva. A modo de ejemplo en un estudio realizado en potreros utilizados como dormideros o para el suministro de comida en predios lecheros en el sur de Uruguay, Ciganda y La Manna (2009) reportaron concentraciones promedio de 7 a 176 mg kg^{-1} de N-NO₃ en los primeros 7,5 cm, decreciendo a valores promedio inferiores a los 10 mg kg^{-1} de N-NO₃ a los 90 cm.

Considerando la cantidad de N retenida en los animales estimada en $120 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, se podría suponer que una considerable cantidad de N es retenida en forma orgánica en el suelo o pérdida al ambiente (lavado, desnitrificación y volatilización). Si bien no se realizaron mediciones específicas, es esperable que la mayor parte del exceso de N se perdió en el ambiente, ya que entre otras cosas no se observó un incremento importante de la MO del suelo. Por otro lado la lixiviación de NO₃ posiblemente implique en algún grado el arrastre de bases como Ca y contribuya a bajar el pH, lo que coincide con lo observado especialmente en la zona de pastoreo.

A diferencia de lo planteado por Williams *et al.* (2000), en nuestras condiciones productivas y climáticas, estos resultados sugieren como poco probable, que el sistema genere una acumulación significativa de N_{min} factible de ser aprovechada por los cultivos siguientes.

Tendríamos una situación similar a la descrita en Iowa por Lundval *et al.* (2004) en estudios con efluentes de cerdos, los cuales indican que al año siguiente de la aplicación no hay efecto del N (del estiércol aplicado) sobre el siguiente cultivo. En conclusión el sistema de producción de cerdos a campo introduce un alto riesgo de pérdida de N, con excreciones depositadas en parches no homogéneos, bajo una amplia gama de condiciones climáticas y de pasturas. Las evidencias experimentales sugieren que una cantidad sustancial de los excesos de N son perdidos al ambiente, siendo posible fuente de contaminación de aire y aguas.

7.2.3.3 Bases totales (Na, K, Ca, Mg)

El sistema de producción modificó el contenido de bases en el suelo, en forma diferencial según la base considerada. El K y Na aumentaron en la zona de servicio, en tanto que el Mg y Ca no tuvieron diferencias significativas ni entre zonas de las parcelas ni con el testigo, observándose si tendencia a menor contenido de Ca en la zona de pastoreo (Tabla 14). En el suelo con cerdos la rotación y la carga animal no influyeron estadísticamente en el contenido de bases y solo fue significativo el efecto de la zona sobre el K.

Tabla 14. Bases totales, K, Na, Ca y Mg (meq/100 g) en superficie según zona.

| Zona | K | Na | Ca | Mg | BT |
|---------|--------|---------|--------|-------|------|
| I | 1.4 a | 0.91 a | 14.0 a | 6.2 a | 22 a |
| II | 1.0 b | 0.75 ab | 13.9 a | 5.9 a | 22 a |
| III | 0.4 c | 0.73 ab | 13.0 a | 5.7 a | 20 a |
| Testigo | 0.7 bc | 0.49 b | 17.0 a | 5.6 a | 24 a |

Nota: letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Siendo dominante en el complejo de intercambio el Ca, la concentración de bases en el testigo es similar a la reportada por Barbazán *et al.*, (2007) para suelos con cultivos de Lotus sobre formación Libertad (0,63 cmolc kg⁻¹ de K, 0,53 de Na, 14,08 de Ca y 3,67 de Mg,) y algo inferior a la reportada por Duran (1991) para perfiles representativos de Brunosoles éutricos sobre formación Libertad (1,1 meq/100g de K, 1,0 de Na, 22,7 de Ca y 5,0 de Mg).

Los aumentos de la concentración y variabilidad del K y Na principalmente en la zona de servicio (Figura 34) están relacionados a la mayor excreción animal, pérdida de ración y menor demanda vegetal en la zona, pero sin llegar a valores problemáticos de CE ni de salinidad sódica.

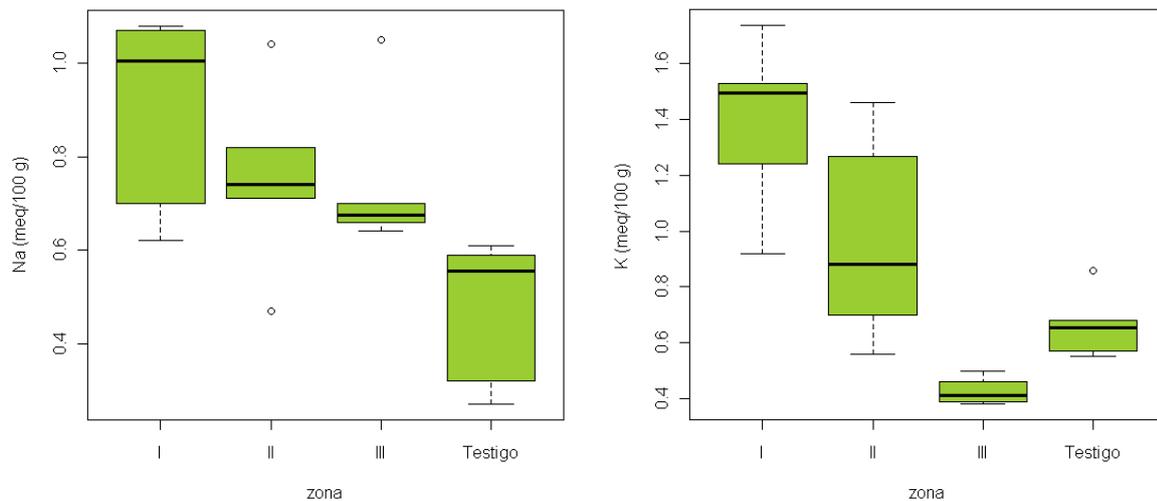


Figura 34. Diagrama de cajas, Na y K (meq/100 g) en superficie por zona. (Las cajas representan cuartiles 25 a 75%, la línea dentro de la caja corresponde a la mediana, el círculo los valores fuera del rango típico y las líneas cortas horizontales el máximo y mínimo).

Las concentraciones de K en la zona I son similares a las reportadas por Eriksen y Kristensen (2001) donde luego de 8 meses llegaron a concentraciones máximas de K intercambiable de 1,5 meq/100 g (580 mg/kg de suelo), en promedio el incremento fue de 0,22 meq/ 100g, similar a lo que nosotros observamos en la zona II, y también encontraron que la concentración disminuía a medida que se alejaban de la zona de servicio, sin embargo no encontraron aumentos significativos en el P extractable.

El aumento de Na en la zona de pastoreo indica que en esta zona también hay una importante deposición de orina de los cerdos (posiblemente menor que en la zona de servicio). Entre el 80 al 85% del Na excretado por cerdos es vía orina (Hagsten y Perry 1976). El Na intercambiable, por ser un catión débilmente retenido no suele acumularse en el complejo de intercambio de los suelos de clima húmedo – como el de Uruguay- si no existe algún impedimento en el drenaje natural (Duran, 1991). Normalmente puede afirmarse que la facilidad con que son liberados los cationes más importantes en los suelos, sigue el orden relativo al potencial iónico: Na, K, Mg, Ca. Es decir, el Na es liberado con mayor facilidad y el Ca con menor facilidad en una reacción de intercambio incompleto. El potencial iónico es uno de los factores que influyen en el intercambio catiónico incompleto, pero el sistema de producción de cerdos altera otros factores que hacen que aumente la concentración de Na y K. Entre estos factores podría tener un rol importante las variaciones en la concentración salina externa al complejo de intercambio catiónico en el suelo, inducida por parches de heces y

orina. Los coloides son más selectivos cuando la solución se encuentra diluida. A concentraciones bajas disminuye la proporción de los iones monovalentes en el complejo de intercambio, en tanto que aumenta la de los bivalentes.

Otro factor que podría contribuir al incremento de Na es que en algunas especies vegetales es posible que exista una sustitución parcial del K por el Na, especialmente en aquellas funciones vinculadas con el mantenimiento de la presión osmótica (Mills y Jones, 1996; Marschner, 1995). Específicamente, el trébol blanco que es la leguminosa más persistente de la mezcla usada, es categorizado como una especie con características natrofilicas (plantas que absorben el Na y lo transportan hasta sus hojas) por varios autores (Tower y Smith, 1983; Dunlop y Hart, 1987; Marschner, 1995).

A pesar que este tipo de suelo tiene alta capacidad de retener cationes, asociado a la presencia de coloides orgánicos y minerales, y al nivel de MO (Duran, 1991), el K y el Ca son los únicos que presentaron tendencia a disminuir en la zona de pastoreo (aunque no difieren estadísticamente de la zona testigo), posiblemente en parte por una redistribución horizontal hacia la zona de servicio al ser capturados por las plantas y éstas consumidas por los cerdos y por el lavado hacia capas profundas del suelo.

La redistribución horizontal de K puede ser más importante, debido a que las pasturas pueden realizar una captación de lujo de K (Troeh y Thompson, 2005), siendo probable que esto ocurra en los parches de orina como resultado de la alta concentraciones de K, situación que se daría fundamentalmente en la zona de pastoreo (donde hay mayor crecimiento vegetal). En torno a los parches de orina además aumenta la absorción de NO_3 lo que favorecerían la captación de K como contraión (Carran 1988, citado por Early *et al*, 1998).

La disminución del Ca posiblemente se de por arrastre, asociado al NO_3 lixiviado, producto del gran aporte de N, especialmente en los parches de orina. El Ca y, en menor medida el Mg, pueden actuar equilibrando cargas del NO_3 (Holland y Durante 1977, Hogg 1981, Steele *et al*. 1984, Williams *et al*. 1990; citados por Early *et al*, 1998). Sin embargo otros autores plantean que es el Mg el portador preferido cuando el NO_3 se lixivía (Archer, 1998, citado por Craighead 2002). Early *et al*. 1998, encontraron mayor lixiviación de Ca en relación al Mg en parches de orina, planteando que posiblemente sea debido a la mayor cantidad de Ca presente en los sitios de intercambio catiónico del suelo, resultando en un mayor desplazamiento y lixiviación de Ca.

En los suelos agrícolas que contienen Ca proveniente de las rocas originarias (como los suelos sobre Formación Libertad), éste domina entre los demás cationes y la mayor o menor cantidad se refleja en el grado de saturación de la arcilla y en el pH del terreno. Si bien la acidificación es un proceso natural en la formación de los suelos, se puede acentuar en sistemas de producción como el estudiado donde existen procesos que generan protones (H^+) en el medio. La disminución del Ca en la zona de pastoreo está asociada al proceso de acidificación (Figura 35).

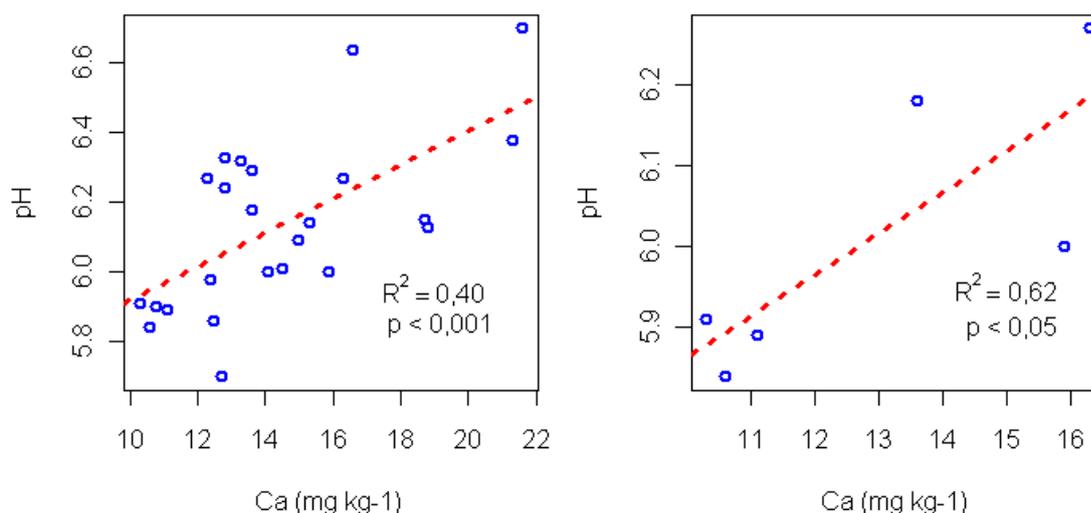


Figura 35. Relación entre el Ca y el pH para todos los datos (izquierda) y en la zona de pastoreo (derecha).

La modificación en el contenido de Ca puede además alterar la estabilidad de agregados y la MOS. En presencia de altas concentraciones de Ca, la materia orgánica evoluciona a un humus muy estable y polimerizado, que forma complejos firmes y estables con la arcilla. Por lo que el Ca tendría un efecto positivo en la estabilización de la materia orgánica (Sollins *et al.*, 1996). Al mismo tiempo el Ca es más retenido por los ácidos húmicos que por la montmorillonita, situación inversa a la de otros cationes. En el presente trabajo se observó tendencia a mayor cantidad de C-MOP 200 a mayor contenido de Ca en el suelo y especialmente mayor relación con la fracción más estabilizada (C-MONP) (Figura 36).

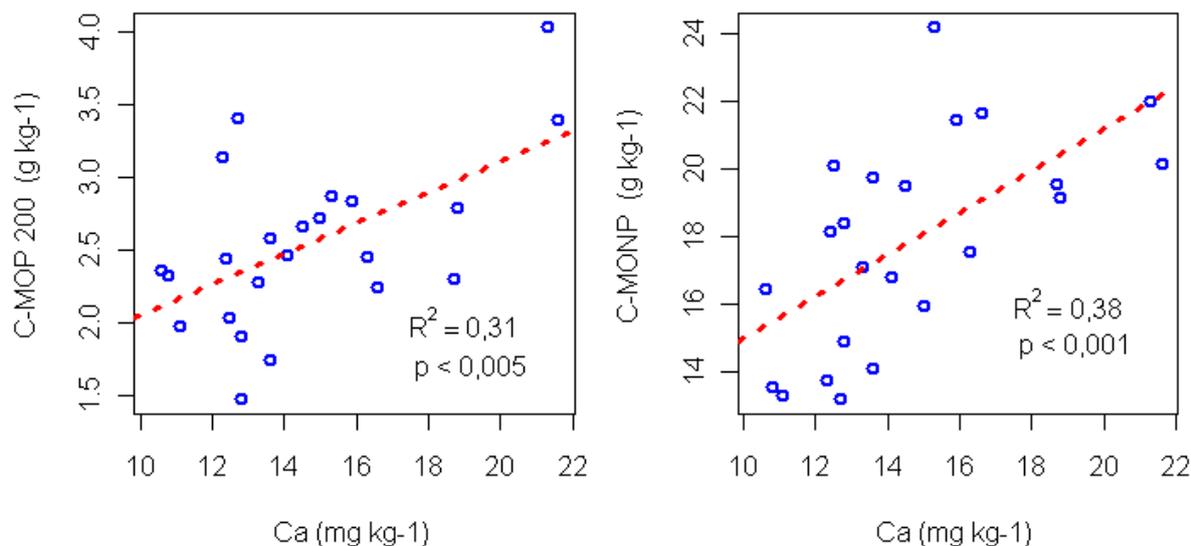


Figura 36. Relación entre la concentración de Ca (mg kg^{-1}) con C-MOP 200 y C-MONP (g kg^{-1}) para todos los datos.

El aumento de Na podría también incidir en la evolución de la MOS y la estructura del suelo. Es un hecho reiteradamente verificado que en presencia de altas concentraciones de Na intercambiable las arcillas se dispersan, deteriorándose la estructura (Duran, 1991).

Otro aspecto que podría llegar a ser relevante en algunas situaciones productivas es la alteración entre las proporciones de las bases. White (2006) señala que excepto en los suelos más ácidos y en los más alcalinos las bases están presentes aproximadamente en las siguientes proporciones: Ca 80 %; Mg 15 %, Na + K 5 %. La relación Mg/K es importante porque el Mg puede inducir deficiencia de K en las plantas (McNaught *et al.*, 1973, citado por Craighead 2002), situación afectada también por la concentración de Ca (Tisdale *et al.* 1993, citado por Brabazán *et al.*, 2007). También se ha sugerido deficiencia inducida en sentido contrario, habría mayor probabilidad de deficiencias de Mg si la relación K/Mg intercambiable es cercana a 1:1 y/o la relación Ca:Mg es mayor a 15:1 (Tisdale *et al.* 1993, citado por Brabazán *et al.*, 2007). El material original del suelo del presente trabajo presenta alto contenido de Mg y el sistema casi no lo afectó, pero si afectó el K modificando éstas relaciones (Tabla 15).

Tabla 15. Proporción de bases (%), relación Ca/Mg y Mg/K por zona

| Zonas | K | Na | Ca | Mg | BT | Ca/Mg | Mg/K |
|---------|---|----|----|----|-----|-------|------|
| I | 6 | 4 | 64 | 28 | 100 | 2,3 | 4,4 |
| II | 5 | 3 | 63 | 27 | 100 | 2,4 | 5,9 |
| III | 2 | 4 | 65 | 29 | 100 | 2,3 | 14,3 |
| Testigo | 3 | 2 | 71 | 23 | 100 | 3,0 | 8,0 |

Nota: letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

En la zona de pastoreo aumentó la relación Mg/K, aumentando el riesgo de deficiencia de K inducida por Mg. En el país no se han establecido niveles críticos para K en suelo, pero se ha sugerido valores inferiores a $0,35 \text{ cmol kg}^{-1}$ para suelos muy arcillosos, como tentativos para la mayoría de los cultivos (Hernández, 1997 citado por Barbazán *et al.*, 2007), o $0,3 \text{ meq/100g}$ para texturas más finas que franco arenoso (Perdomo y Cardellino, 2006, citando a Zamalvide y Hernández). Estando la concentración encontrada en la zona de pastoreo cerca de dicho límite y por debajo del nivel crítico de $0,50 \text{ meq/100g}$, tal como parecen sugerir los resultados del relevamiento de Morón y Baetghen 1996, citado por Perdomo y Cardellino (2006). En suelos esencialmente montmorilloníticos, que no poseen buena capacidad de reponer K, tan importante como la de aquellos en que predomina la illita (Duran, 1991), esta situación sería más comprometida en el largo plazo.

7.2.3.4 Metales pesados

El Zn y Cu tienen un ciclo biogeoquímico predominantemente terrestre, con pocas formas aéreas y acuáticas. Las entradas de Cu y Zn al suelo son principalmente por fertilizantes y por la ración, siendo menos importantes por deposición atmosférica y otras fuentes, en tanto que las salidas se dan principalmente en los productos animales. Las excreciones animales son importante entrada de Cu y Zn al suelo, al punto que la reglamentación de varios países limita el contenido de metales pesados en las raciones (Dach y Starman, 2005).

En el sistema con cerdos hubo al cabo de 12 años un aumento significativo en relación al área testigo del Zn extractable pero no del Cu (Tabla 16). El aumento más pronunciado de las concentraciones de Zn en relación al Cu, concuerdan con lo observado por Zhou *et al.* (2005). La concentración de Zn fue una de las características más variables entre muestras, con un coeficiente de variación del 66 % para todos los datos, siendo más variable en el área de servicio, en tanto que considerando todos los datos el Cu tuvo baja variabilidad (CV = 8 %).

Tabla 16. Concentración de Zn y Cu extractable (mg kg^{-1}) en superficie, por zona.

| Zona | Zn | | | Cu | | |
|----------|----------|------|--------|----------|------|--------|
| | Promedio | DS | CV (%) | Promedio | DS | CV (%) |
| I | 0,88 a | 0,24 | 28 | 3,37 a | 0,23 | 7 |
| II | 0,57 a | 0,15 | 26 | 3,25 a | 0,22 | 7 |
| III | 0,27 b | 0,05 | 18 | 3,42 a | 0,17 | 5 |
| Testigos | 0,18 c | 0,05 | 29 | 3,18 a | 0,35 | 11 |

Nota: letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

En el presente trabajo en el suelo con cerdos el Zn estuvo altamente correlacionado con el N-NO₃, P y K y la CE (Figura 37), por lo tanto muy asociado a las excreciones animales y/o pérdida de ración.

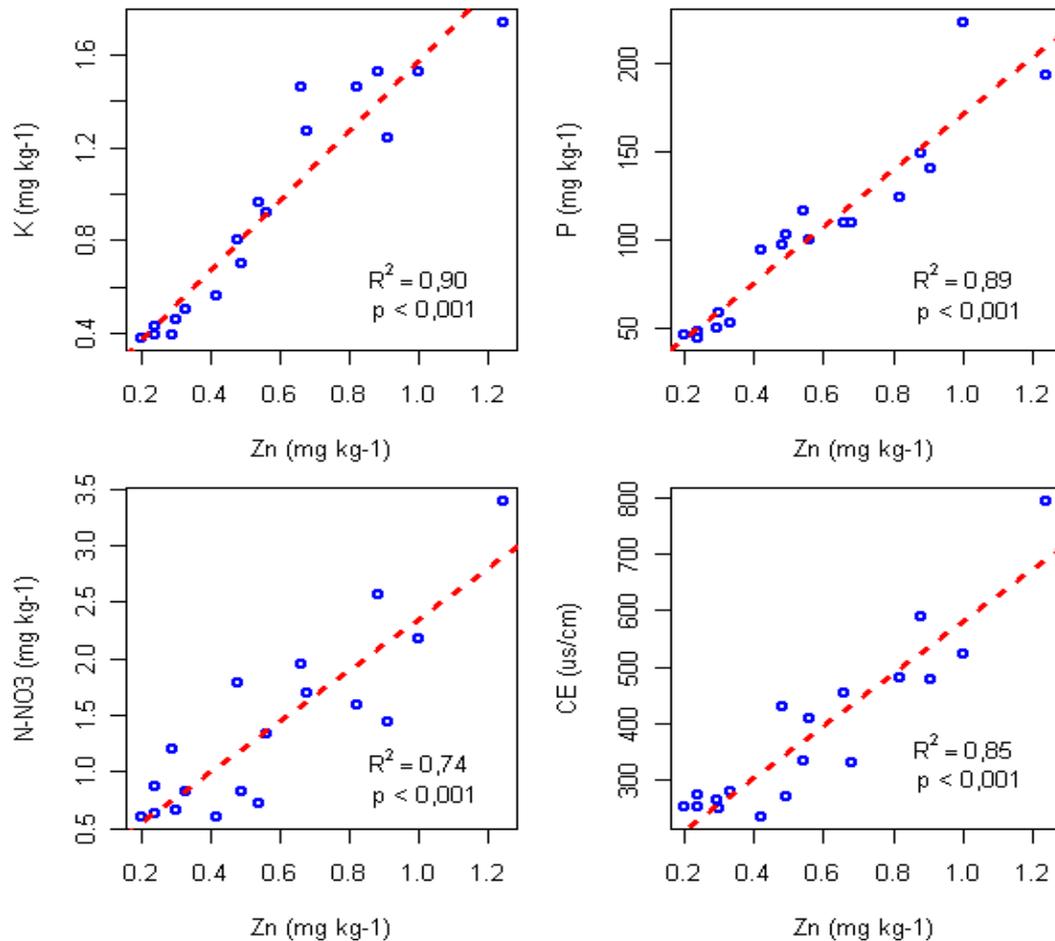


Figura 37. Relación del contenido de Zn con el de K, P Bray, N-NO₃ y CE en superficie (parcelas con cerdos)

Los cerdos eliminan el Cu y Zn en las excreción principalmente vía heces, perdiéndose por la orina una muy pequeña proporción. En base a los resultados consideramos al patrón de distribución del Zn y P como los que mejor reflejarían la distribución de heces dentro de las parcelas con cerdos.

Los resultados obtenidos son similares en cuanto a la distribución espacial a los encontrados por Salomon *et al.* (2007) en Suecia, quienes reportaron mayor acumulación de Zn en áreas preferidas para la excreción en sistema fijo de engorde.

Con respecto al Cu extractable los incrementos no fueron significativos, lo que podría estar relacionado a entradas reducidas en la ración, al alto contenido de Cu en el suelo, o atribuible al método de extracción.

La concentración promedio de Zn en la zona I fue la mayor, siendo levemente superior al mínimo nivel recomendado para el cultivo de maíz en Iowa de $0,8 \text{ mg kg}^{-1}$ (Voss *et al.* 1999, citado por Kaspar *et al.* 2004) y similar al promedio de Zn disponible ($0,75 \text{ mg kg}^{-1}$) reportado para suelos en cultivos de trébol blanco en la zona Este de Uruguay (Morón, 2004). Ratto, *et al.* (2004) plantean que los sistemas de cultivos “disminuyen el Zn activo cuando se ponen en producción los suelos. Luego de 15 años de cultivo, el nivel inicial de Zn cayó de $2,54 \text{ mg kg}^{-1}$ a $0,84 \text{ mg kg}^{-1}$ con cultivos de trigo y arroz (Nambiar y Ambrol, 1989). En un sistema de rotación maíz trigo a lo largo de 6 años, el Zn bajó de $0,62 \text{ mg kg}^{-1}$ a $0,51 \text{ mg kg}^{-1}$ (Gupta, 1995), calculando que en promedio, en un sistema de cultivo de altos rendimientos en cada cosecha quita al suelo unos $0,12 \text{ mg kg}^{-1}$ de Zn activo”. Por lo que podría considerarse que los niveles de incremento de Zn en los 12 años con cerdos son poco importantes y eventualmente pueden revertirse rápidamente. Incluso en la zona I si bien hay aumento de Zn la presencia de este metal en los alimentos vegetales (y luego en animales) está relacionada a la noción de barrera suelo-planta, el Zn es rápidamente tomado por las plantas, pero es fitotóxico a niveles que tiene bajo riesgo para la salud animal y humana, por lo que el riesgo para la salud humana sería muy bajo. En base a los resultados obtenidos el Zn y Cu no son un problema desde el punto de vista de acumulación de metales pesados en el suelo para el sistema de cerdos a campo.

El Zn y Cu también pueden ser analizados desde el punto de vista de micronutrientes esenciales para la producción vegetal y animal. Considerados como micronutrientes el Cu es esencial para los vegetales en procesos metabólicos relacionados a la fotosíntesis y reducción de nitratos, mientras el Zn en la síntesis de hormonas (auxinas) y en la formación del grano de polen, entre otros procesos. Desde el punto de vista animal el Cu está directamente ligado a la formación de la hemoglobina, del tejido óseo y conjuntivo y del funcionamiento del sistema enzimático e inmunológico. En tanto que el Zn tiene papel fundamental en el metabolismo del ácido nucleico y proteínas, siendo un elemento estructural y activador de varias enzimas (Church y Pond, 1982). La pérdida de apetito o anorexia es una de las manifestaciones clínicas más típicas de la deficiencia de Zn, repercutiendo en un retraso del crecimiento de los lechones (Windisch *et al.*, 2003) y cuando el déficit es muy prolongado afecta a la piel y a sus

tegumentos, siendo la lesión más característica la paraqueratosis (Chesters y Will, 1981; Church y Pond, 1982).

El Cu y fundamentalmente el Zn son limitantes de cultivos en varios sistemas de producción a nivel mundial. En Uruguay son escasos los estudios de micronutrientes asociados a la producción animal. Uno de los pocos relevamientos realizado por Barbazán *et al.*, (2007) no mostró deficiencias de micronutrientes para cultivos de lotus. En tanto que el relevamiento realizado por Morón y Baethgen (1998) en cultivos de maíz en lechería, mostró que el Zn y el Cu en hoja de maíz estaba por debajo del rango de suficiencia planteado por Mills y Jones (1996) en algunos sitios. En base a todo lo anterior los niveles de incremento por los cerdos a campo de la concentración de Cu y especialmente de Zn en el suelo, podrían llegar a considerarse beneficiosas para los cerdos y en muchas situaciones de suelos del Uruguay como beneficiosas para la producción animal y vegetal.

7.2.3.5 Relación carga animal, rotación y contenido de nutrientes en el suelo.

El presente trabajo no tuvo un diseño experimental previo que permitiera estudiar en profundidad la diferente influencia de estos dos efectos, y su interacción. De todas formas –y más allá de las necesarias futuras investigaciones al respecto- se puede concluir que hay efectos importantes de ambos factores sobre la concentración de nutrientes en el largo plazo. Con efectos muy marcados sobre el ciclo del N, influyendo indirectamente en el contenido de las bases de intercambio, la CE y el pH del suelo.

La carga estuvo correlacionada con los nutrientes en la capa superficial en forma diferente según la zona (Figura 38 y 39). En la zona I, el N-NO₃, P, K y Zn mostraron aumento lineal ($p < 0,05$) con la carga, relacionado en todos los casos con el incremento de excreciones y pérdida de ración de los comederos. A mayor carga instantánea aumenta la competencia entre los animales por el alimento, incrementándose las pérdidas desde los comederos.

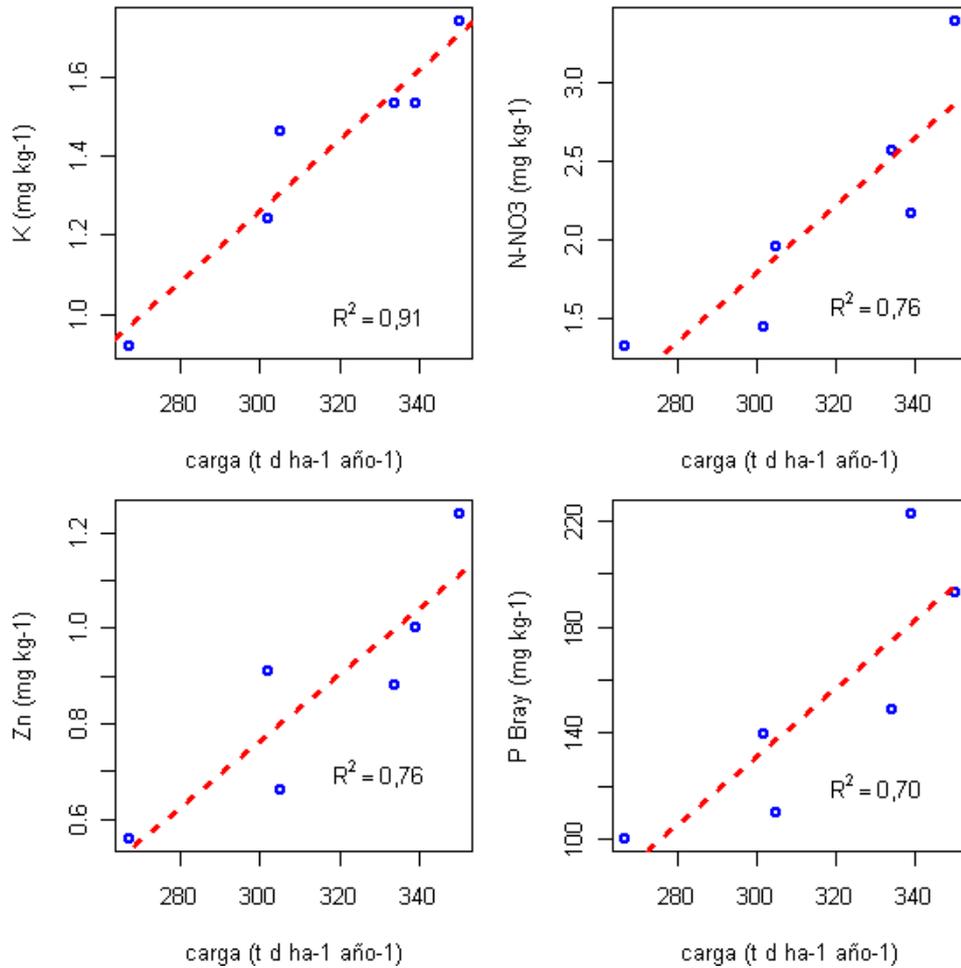


Figura 38. Relación carga animal con K, NO₃, Zn y P Bray (mg kg⁻¹) en la zona I.

En la zona de pastoreo la respuesta a diferentes cargas no es tan evidente. En todos los casos el modelo cuadrático (aunque no significativo) ajusta mejor que el lineal para NO₃, P, K, Zn y la MOP. Con cargas superiores a 300 t d ha⁻¹ año⁻¹ hay una tendencia a incrementar el contenido de nutrientes (Figura 39).

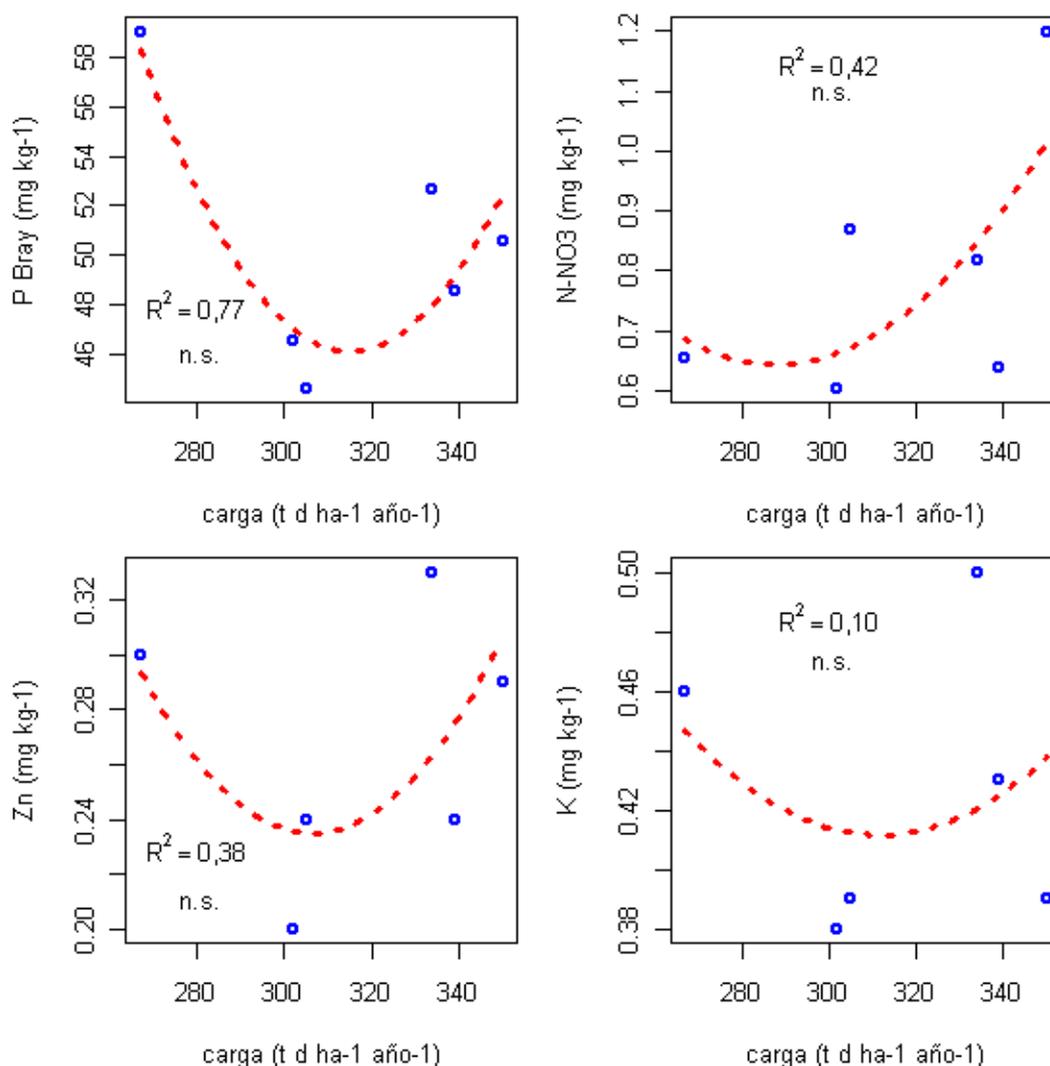


Figura 39. Relación carga animal con P Bray, N-NO₃, Zn y K (mg kg⁻¹) en la zona III.

En profundidad la carga tuvo correlación lineal y positiva con N y P, siendo la correlación significativa ($p < 0,05$) solo con P Bray en las zonas II y III ($R^2 = 0,79$ y $0,71$ respectivamente).

Desde el punto de vista de la rotación, las diferencias entre las dos utilizadas no parecen ser importantes en relación a los impactos físicos, químicos, ni a los impactos sobre la actividad biológica. Según el modelo utilizado para el ANOVA, este efecto fue significativo ($p < 0,001$) para Nmin, N-NO₃ y el logaritmo de la CE (para Ca si bien el modelo general no fue significativo, el factor rotación si lo fue). Es significativo recordar que el N-NO₃ tuvo altas correlaciones significativas ($p < 0,001$) con ambas variables ($R^2 = 0,98$ con Nmin y $0,89$ con la CE) y que la diferencia entre ambas rotaciones en el contenido de NO₃ en el suelo es muy poca ($1,5 \text{ mg kg}^{-1}$ del sector B frente a $2,3 \text{ mg kg}^{-1}$ del C), por lo que la principal diferencia entre ambas rotaciones parecen vinculadas al ciclo del N. Diferencias que podrían ser

atribuidas a los diferentes tipos de pasturas utilizadas (no a la fertilización nitrogenada que fue similar), o a que el sector C si bien tuvo cargas similares al B tuvo mayor proporción de cerdas lactantes y posdestetes.

En conclusión, dada la importancia que tiene desde el punto de vista ambiental (y productivo) el ciclo del nitrógeno y los impactos que sobre el mismo causa el sistema de producción (también sobre el fósforo), resulta imprescindible trabajar sobre medidas de manejo que atiendan a reducir los excesos de ambos nutrientes. Donde de acuerdo a los resultados preliminares del presente trabajo el tipo de rotación, la carga animal y la dieta (forma de pastoreo, nivel, tipo y forma de presentación de ración) son factores a continuar estudiando.

7.2.4 Conductividad eléctrica y pH

Como vimos el sistema generó grandes entradas de nutrientes al suelo, afectando la salinidad del mismo. Sin embargo la mayor CE registrada en la zona I (Tabla 17), tuvo valores promedio inferiores a los que podrían considerarse levemente salinos, mayores a $980 \mu\text{S cm}^{-1}$ a 25°C (USDA, 1999). Aún teniendo en cuenta que niveles moderados de CE pueden ocasionar menores rendimientos vegetales, en ésta zona y en el resto del área los valores de CE indicarían que no habría efectos negativos importantes sobre el crecimiento de los cultivos.

Tabla 17. Valores promedios de conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) y pH, por zona, según profundidad del suelo.

| Zona | CE (1 : 1) | | | | pH (1 : 2,5) | | | |
|---------|------------|----|----------|---|--------------|----|----------|---|
| | 0-15 cm | | 15-30 cm | | 0-15 cm | | 15-30 cm | |
| I | 541 | a | 571 | a | 6,1 | ab | 7,0 | a |
| II | 347 | ab | 340 | b | 5,9 | b | 7,0 | a |
| III | 263 | b | 323 | b | 6,0 | b | 6,8 | a |
| Testigo | 306 | b | 307 | b | 6,4 | a | 6,7 | a |

Nota: Mediciones en extracto suelo:agua = 1:2,5 para pH y 1:1 para CE. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

La conductividad eléctrica (CE) como resultado del uso y manejo del suelo está generalmente asociados con los cationes Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+ , Na^+ , H^+ o los aniones NO_3^- , SO_4^- , Cl^- , HCO_3^- , OH^- (USDA, 1999). Sin embargo en el sistema de producción estudiado analizando el conjunto de las muestras con cerdos en superficie, la CE estuvo altamente correlacionada con N- NO_3 , K, pero también con Zn y P Bray ($R^2 = 0,89$; $0,78$; $0,84$ y $0,68$ respectivamente, $p < 0,001$). Por

lo que el comportamiento de excreciones de los cerdos parece incidir fuertemente también sobre la CE y su distribución espacial.

Al igual que el resto de las variables relacionadas con la carga animal, la CE mostró mayor variabilidad en superficie para la zona I, que en la de pastoreo (CV = 50 y 14 % respectivamente). La CE en superficie dentro de la zona I tuvo alta correlación con la carga animal ($R^2 = 0,66$) y el C-MOP ($R^2 = 0,7$), siendo en esta zona donde más influyó el contenido de N-NO₃ explicando el 90 % de la variación ($p < 0,001$). En la zona de pastoreo la CE tuvo menos relación con la carga ($R^2 = 0,56$; con $p < 0,1$) y si bien tiende a aumentar a mayor cantidad de N-NO₃, P, K y Zn, la correlación con la concentración de estos nutrientes fue baja y en ningún caso significativa.

Con respecto al pH fue la característica de menor variabilidad entre el total de muestras (CV = 4 %). En la mayoría de las situaciones se registró baja acidez o ligeramente alcalino ($pH > 6$) y solo en unas pocas situaciones condiciones moderadamente ácidas (pH 5,7 a 6,0). Aún con esa mínima variación hubo diferencias significativas entre el área con cerdos y el testigo (Tabla 17, Figura 40), siendo estadísticamente diferentes la zona de pasturas sembradas (II y III) con el testigo, manteniéndose de todos modos en torno a los valores promedios reportados por Duran (1991) para los Brunosoles éutricos de pH 6,0 y dentro del rango de pH asociados a praderas subhúmedas (USDA, 1999).

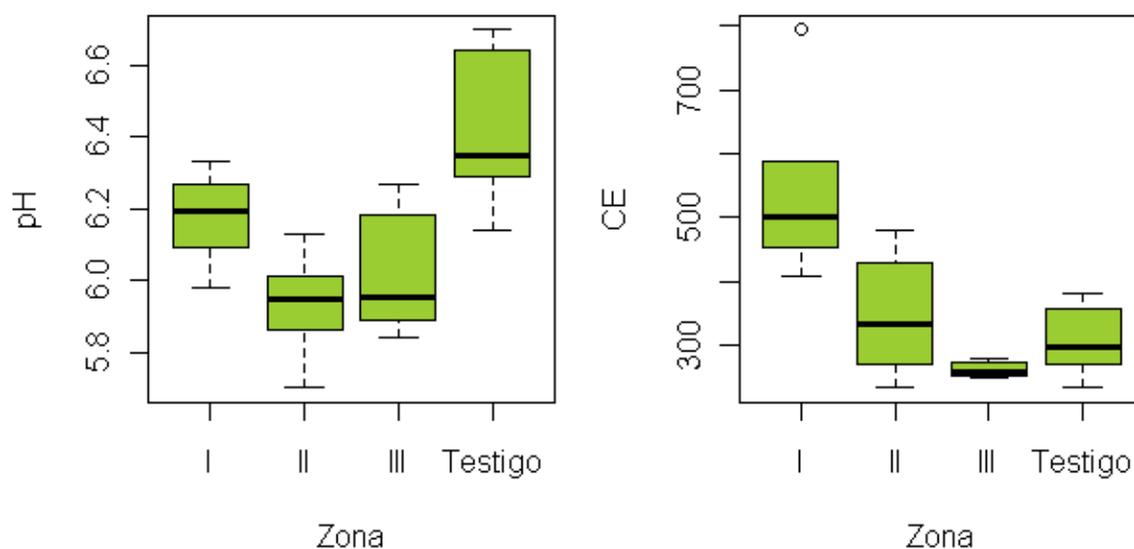


Figura 40. Diagrama de cajas, pH en superficie por zona (izquierda), y CE ($\mu S\ cm^{-1}$) en superficie por zona (derecha).

En términos generales el sistema acidificó el suelo. La reducción de pH encontrada no llega a pH problemáticos, los valores más bajos están por encima de 5,5 valor por debajo del cual serían esperables problemas relacionados al aluminio intercambiable o disponibilidad de micronutrientes como el molibdeno entre otros problemas. Por otro lado en el área de servicio, el pH aumentó sin llegar nuevamente a valores altos superiores a 6,5 o 7 donde podría haber deficiencia de algunos micronutrientes tales como boro, zinc o manganeso (USDA, 1999; Duran *et al.*, 2004).

La causa de la acidificación de los suelos en los ecosistemas de pastoreo se ha atribuido a procesos que involucran entre otros factores a la exportación de productos animales (Helyar y Porter, 1989; Ridley *et al.*, 1990, citados por Burle *et al.*, 1997), siendo para varios autores la exportación de productos alcalinos más importante en los sistemas de pastoreo que en los sistemas de cultivo (Coventry y Slattery, 1991, citados por Burle *et al.*, 1997). La acumulación o pérdida de materia orgánica, también son mencionados como procesos importantes (Burle *et al.*, 1997; Tang, 1998) y junto al desbalances en los ciclos del carbono y nitrógeno son unas de las principales causas de acidificación (Helyar y Porter, 1989, citados por Burle *et al.*, 1997). En el sistema bajo estudio si bien todos estos factores inciden en el pH, tuvieron diferencias importantes entre zonas.

En la zona I la reducción de pH fue menor, incluso en los primeros 5 m del frente de las parcelas hubo incrementos de pH (Muestreo 2, Figura 18). En esta zona el aporte de nutrientes y fundamentalmente el Na parece tener el papel principal ya que se observó alta correlación del pH con la concentración de Na ($R^2 = 0,89$; $p < 0,01$). Estos resultados irían en el mismo sentido en cuanto a localización espacial que los descritos por Quintern (2005) para un sistema fijo con cerdos en engorde, de un leve incremento en el pH en las áreas de comederos (0,2 pH) y al frente de los refugios (0,65 pH) comparadas con el testigo sin cerdos. De todas maneras los valores encontrados en el presente trabajo son en términos de cambio de pH mucho menores, considerando el efecto acumulado de 12 años.

En tanto que la disminución significativa del pH en la zona de pastoreo frente al testigo, parece ser más afectada por procesos relacionados al ciclo del N, exportación (o lavado) de bases y a las pasturas. Según Morón (2003) en suelos cultivados uno de los factores que pudo hacer disminuir el pH del suelo en el mediano y largo plazo, es la utilización de fertilizantes nitrogenados que generan amonio, combinado con la utilización de leguminosas que principalmente obtienen su nitrógeno de la fijación biológica de nitrógeno. Por otro lado se ha

sugerido que en suelos con menor concentración de K (como ocurre en la zona de pastoreo) las leguminosas generan mayor acidez en el suelo, relacionado con aumento de la captación de Ca, Mg y Na que da lugar a un aumento de la concentración en exceso de cationes en las plantas (Tang, 1998). El lavado de N, que como vimos es un proceso importante en el suelo con cerdos, puede afectar al Ca y a su vez al ciclo del C (afectando la estabilidad de la MO entre otros factores). En este sentido el pH de la zona de pastoreo se correlacionó negativamente con el Nmin ($R^2 = 0,58$; $p < 0,05$) y lineal y positivamente con las BT, fundamentalmente el Ca ($R^2 = 0,69$ $p < 0,05$ y $R^2 = 0,62$ $p < 0,05$ respectivamente). En la zona de pastoreo el pH descendió a mayor cantidad de aportes de materia orgánica, resaltando en este sentido la alta correlación del pH (lineal y negativa) con el Zn y el C-MOP ($R^2 = 0,77$ $p < 0,05$ y $R^2 = 0,63$ $p < 0,05$ respectivamente).

Los cambios de pH y CE inducidos por el sistema de producción solo se observaron en superficie. En profundidad únicamente la zona I mostró un incremento de CE en relación al testigo, con valores similares a los encontrados en superficie.

7.2.5 Actividad biológica del suelo.

Los cambios en el uso del suelo alteran la abundancia de biomasa y diversidad de la biota del mismo. Las comunidades presentes están determinadas por la intensidad del cambio y por la habilidad de los organismos para adaptarse a esos cambios, en el largo y el corto plazo (Brown et al, 2001, citados por Zervino y Morón, 2003). En este sentido, la respiración y el NPM han sido utilizados como indicadores de la actividad microbológica del suelo que responden a cambios en el manejo entre otros factores.

7.2.5.1 Incubación aeróbica del suelo.

En la figura 41 puede observarse las diferentes curvas de respiración de C obtenidas mediante incubación aeróbica de las muestras por 45 días. Si bien algunos autores plantean que la RM es sensible a las alteraciones producidas por distintas rotaciones de cultivo (Campbell *et al.*, 1991 citado por Martínez *et al.*, 2008), en nuestro sistema de estudio no encontramos diferencias estadísticas atribuibles a las rotaciones utilizadas, ni a la zona de la parcela.

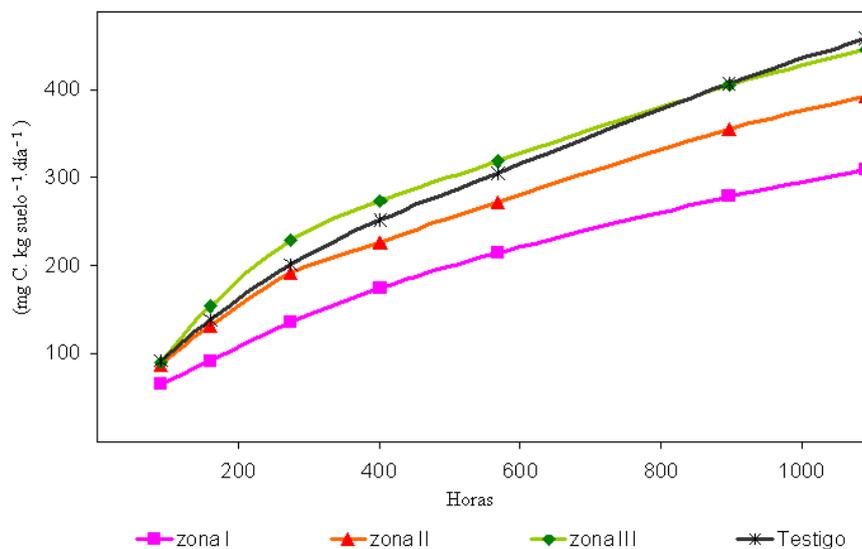


Figura 41. Evolución de C producido mediante incubación aeróbica

Se observó una leve tendencia a menor respiración en la zona de servicio (Tabla 18), si bien no fueron estadísticamente significativas. Considerando la actividad respiratoria medida por la producción de CO_2 como un indicador de la actividad de los organismos aeróbicos del suelo (Anderson y Domsch, 1989, y Borie *et al.*, 1999, citado por Martínez *et al.*, 2008), los resultados estarían indicando menor actividad de organismos aeróbicos en la zona de servicio.

Tabla 18. Valores de C producido por incubación aeróbica (RM) promedio diario de 46 días ($\text{mg kg}^{-1} \cdot \text{día}^{-1}$), y de nitrógeno potencialmente mineralizable (NPM) incubación anaeróbica por 14 días (N-NO_3 en mg kg^{-1}), por zona.

| Zona | RM | | | NPM | | |
|---------|----------|-----|--------|----------|-----|--------|
| | Promedio | DS. | CV (%) | Promedio | DS. | CV (%) |
| I | 6,8 a | 2,4 | 36 | 67,9 ab | 7,7 | 11,3 |
| II | 8,6 a | 3,1 | 36 | 68,0 b | 2,2 | 3,3 |
| III | 9,8 a | 2,9 | 30 | 71,1 ab | 3,3 | 4,6 |
| Testigo | 10,1 a | 3,3 | 32 | 74,0 a | 4,1 | 4,1 |

Nota: letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Generalmente se asocia el agregado de estiércol (como enmienda orgánica) a incrementos en la cantidad de C en el suelo y promotor de la actividad biológica. Sin embargo en el sistema con cerdos hubo efectos contrapuestos, a mayor cantidad de estiércol (más carga animal) tenemos mayor compactación y menor aporte de las pasturas. Por lo que se afecta la cantidad y calidad de materiales orgánicos aportados al suelo que son determinantes de la RM (Delaney *et al.*, 1996, y Arrigo *et al.*, 2002; citados por Martínez *et al.*, 2008), así como se ven afectados los organismos que los respiran y las condiciones ambientales (la relación agua

y oxígeno). Es así que la zona de servicio recibe el mayor aporte de materia orgánica de excreciones y pérdida de ración, con los aportes recientes más ricos en N y P, pero disminuyen los aportes de las forrajeras (y el efecto de la rizósfera) y con mayor compactación, perjudicando las condiciones ambientales para los microorganismos.

En las condiciones de nuestro experimento la zona de pastoreo si bien no tuvo más MOS estaba asociada a mayor biomasa vegetal y por lo tanto mayores aportes de restos vegetales y exudados por parte de las raíces, y menor compactación. Considerando que las muestras fueron tomadas de pasturas viejas (con poca oferta forrajera) y que la población de microorganismos en el suelo es mayor en la vecindad de las raíces (la incubación aeróbica fue realizada “in vitro” sin plantas) la diferencia entre zona I y III en condiciones de campo podrían ser más importantes.

Por otro lado es significativo que en la zona de pastoreo la RM se correlacionó lineal y negativamente con la RP y DA, aumentando la respiración en zonas menos compactadas. En esta zona también encontramos correlaciones lineales y positivas con los nutrientes asociados a las excreciones animales, Zn, PBray, K y NO₃.

7.2.5.2 Incubación anaeróbica del suelo, nitrógeno potencialmente mineralizable.

En el área de servicio al igual que la respiración se observaron los valores más bajos de NPM, encontrándose diferencias estadísticamente significativas solo entre la zona II y el testigo. Si bien las tendencias fueron similares, la correlación entre RM y NPM fue muy baja en todas las zonas.

Es posible estimar la fracción del nitrógeno del suelo que es susceptible de ser transformada a formas minerales (NPM) mediante incubación anaeróbica de corta duración (7 o 14 días), siendo altamente correlacionada al calculado por incubaciones aeróbicas largas mayores a 200 días (Echevarria *et al.*, 2000), y que su valor depende del tipo de suelo y el manejo realizado. Morón (2003) destaca que al NPM, fue uno de los indicadores de calidad del suelo más sensible para detectar los diferentes efectos del uso y manejo del suelo en rotaciones largas cultivos-pasturas. En este sentido no encontramos ningún trabajo que analice NPM con cerdos a campo para su comparación. Los valores de NPM promedios, tanto por zona como para el testigo (Tabla 18), son intermedios entre los reportados por Echevarria *et al.* (2000) para suelos bajo pastura (82 mg kg⁻¹) y bajo manejo agrícola (55 mg kg⁻¹), para suelos del sudeste

de Buenos Aires en los primeros 20 cm. Estos resultados refuerzan la idea de que el sistema evaluado acumula relativamente poco N para eventuales cultivos siguientes.

Varios trabajos plantean una alta correlación lineal entre el NPM y la materia orgánica más reciente. Particularmente Morón y Sawchik (2003) encontraron alta correlación entre el NPM y el C-POM 212, mayor a la encontrada con C-POM 53 y C-MAOM, sugiriendo que el nitrógeno orgánico más lábil está en esta fracción. Fabrizzi *et al.*, 2003 también encontraron alta correlación entre NPM y POM y sus fracciones, en suelos cultivados en Argentina. Sin embargo en nuestro trabajo el NPM del suelo con cerdos no se correlacionó con ninguna de estas variables.

En la zona de pastoreo el NPM se correlacionó lineal y negativamente ($p < 0,05$) con P Bray, K y Zn ($R^2 = 0,71, 0,66$ y $0,46$ respectivamente), relación inversa a la encontrada para la RM. El aumento de estos nutrientes acumulados está correlacionado a mayor carga animal, implicando mayor pisoteo y mineralización de residuos y MO, lo que habría disminuido las fuentes potenciales de N.

La RM y el NPM no se correlacionaron con la CE, por lo que nuestros resultados no siguen el patrón que se encuentra naturalmente en suelos salinos, donde la biomasa y actividad microbiana tiene generalmente una correlación negativa con el contenido total de sales solubles (Mallouhi y Jacquin 1985; Ragab 1993; García *et al.* 1994, citados por Tripathi *et al.*, 2006), lo que reafirmaría que los niveles de salinidad encontrados son bajos aún en las situaciones más extremas de la zona de servicio.

En conclusión, la RM y el NPM (como indicadores de la actividad biológica) no fueron en nuestras condiciones indicadores muy sensibles para comparar diferentes perturbaciones o situaciones de manejo, quizás debido a la gran heterogeneidad espacial que implica el pastoreo de cerdos y a las interacciones opuestas entre carga animal y los efectos relacionados al aporte de residuos, la mineralización de la materia orgánica y la compactación del suelo.

8 CONCLUSIONES

El sistema intensivo de producción de cerdos a campo implementado durante 12 años continuos, produjo modificaciones importantes en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo.

Factores principalmente vinculados al manejo animal y por otro lado a la capacidad de recepción y moduladores del ambiente condicionaron el proceso de contaminación y degradación del suelo. Las principales acciones impactantes fueron pisoteo, hozado, pérdida de ración de los comederos y las deyecciones animales. Las que dependen fundamentalmente del sistema de pastoreo (entendido como la combinación de animales, plantas, suelo y otros componentes ambientales y los métodos de pastoreos por la que el sistema es gestionado) y el suministro de ración (nivel, calidad y forma de presentación).

El sistema ocasionó deterioro de las propiedades físicas del suelo en toda el área. Los daños por compactación son leves y principalmente en superficie, afectando de manera negativa el intercambio gaseoso, la infiltración del agua y penetración de las raíces. El daño fue mayor en la zona sin laboreo del área de servicio, coincidiendo con la zona de mayor concentración de nutrientes y menor cobertura vegetal, por lo que al incrementar el flujo de agua sobre el suelo aumenta el riesgo de contaminación de aguas superficiales y de erosión. En profundidad la zona I continua siendo la más compactada, en tanto que la zona de pastoreo no difiere con la zona testigo en la capa subsuperficial (20-24 cm), pero a mayor profundidad (30 a 50 cm) se observó una leve tendencia a mayor RP del suelo con cerdos.

Los principales cambios en la composición química del suelo estuvieron dados por la disminución del carbono en todas las zonas y asociado a la carga animal, pérdida de ración y el comportamiento de excreciones de los animales, incremento de los nutrientes particularmente en la zona de servicio. El COS se redujo en forma significativa en el promedio de las zonas con cerdos, 18 % comparado con el testigo en superficie (0-15 cm) y 17 % en profundidad, estando altamente correlacionado a la disminución del C-MONP y sin una clara distribución espacial. De todas formas se observó que en algunas áreas del suelo con cerdos con bajas cargas aumento el COS, lo que deja abierta la posibilidad de estudiar manejos que profundicen este aspecto. De los elementos químicos estudiados, el N y P fueron los más afectados por los cerdos a campo, siendo los más sensibles para evidenciar problemas

de contaminación. Si bien en términos generales hubo disminución en la concentración de bases, se incrementó el Na y K, fundamentalmente en el área de servicio. Los aumentos de N, K y P en la zona sin laboreo del área de servicio estuvieron asociados a un importante aumento de la CE. De los metales pesados estudiados el Zn aumentó su concentración en el suelo, estando igualmente muy por debajo de niveles considerados problemáticos. Por lo tanto esto más que un problema podría ser una ventaja desde el punto de vista de fertilidad del suelo, especialmente en zonas donde el Zn es un nutriente limitante.

La mayoría de los cambios fueron influenciados por la carga animal. Comparando los impactos acumulados en los 12 años con los daños y cargas mencionados en la bibliografía internacional para cerdos al aire libre, pensamos que los impactos son comparativamente inferiores debido a que en general el sistema utilizó cargas bajas. Esto permitió una relativa alta cobertura vegetal la mayor parte del tiempo, con una considerable producción de forraje pastoreable, posibilitando un uso reducido de ración.

Las dos rotaciones analizadas afectaron fundamentalmente parámetros relacionados al ciclo del nitrógeno, estando las diferencias espaciales relacionadas más a las zonas definidas por perturbaciones vinculadas al manejo animal dentro de las parcelas. La zona I fue la más afectada, seguida por la zona II que presenta valores intermedios, y los menores impactos se ubicaron en la zona de pastoreo.

Los resultados sugieren que la producción de cerdos a campo si bien tiene un alto potencial de generar problemas en el ambiente biofísico por malas prácticas de manejo, también podría en situaciones particulares mejorar algunas de las características agronómicas de los suelos, siendo necesario más estudios al respecto.

9 PERSPECTIVAS Y SUGERENCIAS.

9.1 MEDIDAS DE MANEJO SUGERIDAS PARA MITIGAR ASPECTOS NEGATIVOS DEL SISTEMA.

En base a los resultados obtenidos y discusión realizada, es posible plantear algunas líneas de trabajo que podrían ser exploradas y aportar elementos para repensar algunas medidas de manejo del sistema desarrollado en el CRS.

Según Vadell (1999) las premisas básicas consideradas en la definición del modelo de producción de cerdos creado en el CRS fueron, factibilidad de ser adoptado por la mayoría de los productores, mínima inversión, que los productores logren su continuidad a lo largo del tiempo, bajos costos operativos, mejorar los parámetros de producción, respetar el comportamiento animal, mínima agresión al ambiente e integrar el rubro porcino a otros rubros de producción. Teniendo en cuenta que el acceso a la mejor ración no siempre es posible para los productores, y la necesidad de contar con un sistema de alimentación que permita dar continuidad a la producción, el punto de partida fue preguntarse ¿qué poseemos como alimento para ofrecerle al cerdo? y no ¿qué es lo mejor para darle de comer al cerdo? La sustentabilidad del sistema según Vadell (2005) está dada por la capacidad de éste de poder ser cambiado cada vez que las condiciones lo ameriten. Estos cambios pueden ser en varios de los componentes del sistema, pero es en la alimentación donde se expresa todo su potencial. A partir de constatar que en términos generales en la mayoría de las explotaciones de cerdos en Uruguay, escaseaba el capital pero abundaba la tierra, se impulsaron los siguientes criterios: uso máximo de pasturas como alimento para los cerdos, instalaciones de muy bajo costo y uso de mano de obra familiar.

Compartiendo estos objetivos y criterios, planteamos prestar especial atención para la sustentabilidad de la producción de cerdos a campo, al ajuste de carga animal y la movilidad acorde al los recursos biofísicos disponibles.

El ajuste de carga (total anual, efectiva, e instantánea) influye en varios parámetros fundamentales, tanto socioeconómicos como biofísicos. Desde el punto de vista biofísico altera los procesos de erosión y compactación, la distribución de deyecciones, flujos de nutrientes, la duración y crecimiento de la pastura y el tipo y cantidad de los otros alimentos a

utilizar (para completar la dieta forrajera de los cerdos). Considerando las cargas anuales (cerdas al equivalente de 6 cerdas/ha) e instantáneas usadas en el CRS (6,7 cerdas lactantes/ha con su camada, y 16 cerdas gestantes/ha) es posible sugerir que ajustando la carga para maximizar el uso de pastura, en un correcto esquema de rotaciones es posible minimizar los impactos biofísicos negativos. Incluso en algunos sistemas de producción diversificados e integrados, los cerdos a campo podrían jugar un rol en la mejora de la calidad del suelo especialmente por el aporte de nutrientes. Considerando que los impactos medidos fueron relativamente leves y que podrían minimizarse aún más mejorando varios aspectos del sistema, es viable considerar que las cargas manejadas son inferiores, aunque cercanas al límite máximo deseable.

La movilidad (espacial y temporal) del sistema es clave para minimizar efectos degradantes sobre el medio y potencializar efectos positivos. Es esencial en sistemas intensivos la movilidad desde el punto de vista de rotaciones agrícolas (secuencia de pasturas y/o pasturas-cultivos), como ganadero-agrícolas. La movilidad también incluye al movimiento de animales (pastoreo rotativo) y de instalaciones, que además de contemplar motivos sanitarios, de alimentación y manejo, aparecen como factores fundamentales en la distribución espacial de los impactos biofísicos.

Incorporar estos criterios tendrá implicancias en la elección del lugar, la definición del área de servicio, las pasturas a usar, el tipo de dieta y la rotación entre otras medidas de manejo.

Elección del lugar.

Los criterios para elegir el lugar donde instalar un criadero a campo con base forrajera en Uruguay según Vadell (1999) son básicamente sitios no inundables, con pendientes moderadas y suelos agrícolas. En base a los resultados y experiencia en otros países aún con cargas moderadas en sistemas con áreas de servicio semipermanentes, usando dietas convencionales, la actividad de producción de cerdos a campo parece potencialmente contaminante de aguas por N y P, con riesgo creciente a mayor tamaño de rodeo y carga animal. Por lo que la localización debería considerar además el grado de vulnerabilidad de las fuentes de aguas cercanas, y valorar la localización (especialmente de la zona de servicio) dentro del predio en función de la ubicación de tomas de agua.

Los resultados del presente trabajo mostraron deterioro de la estructura del suelo por los cerdos a campo. Teniendo en cuenta que el mismo fue desarrollado sobre suelos de muy

buena aptitud agrícola, arcillosos y con considerable contenido de materia orgánica, es presumible que estos tengan una gran capacidad de recuperación comparada con otros tipos de suelos. Por lo tanto es razonable pensar que la carga animal, rotación y movilidad, debería ajustarse en función de la capacidad del suelo de amortiguar los impactos y eventualmente de revertirlos. Teniendo en cuenta el objetivo de maximizar el uso de pasturas, en la medida que las condiciones socioeconómicas no cambien demasiado, la producción de cerdos a campo estará básicamente limitada a suelos de media a baja aptitud agrícola, por lo que sería necesario a futuro estudiar el impacto en estos tipos de suelos.

Definición sobre el área de servicio.

Para mantener la cobertura vegetal en los sistemas de producción porcina a campo compartimos el planteado por Dichio y Campagna, (2007) en cuanto a la necesidad de reducir al mínimo el área de desplazamiento de las instalaciones (refugios y comederos) para limitar la degradación de la parcela a un área de servicio pequeña. En base a esta idea general las preguntas claves a explorar en el futuro serían ¿que tamaño de área de servicio usar, con cual cobertura vegetal, donde debe estar ubicada y que forma debería tener?.

En un sistema con rotaciones de pasturas parece necesario dejar un área sin laboreo, para tener “piso” en el área de servicio cuando se inician los pastoreos del nuevo cultivo, de lo contrario los cerdos “amasan” el suelo del área de servicio, perdiendo la pastura y deteriorando más el suelo. Esta área se podría reducir si al menos en la primera estación de pastoreo se realiza en franja y con cerdas gestantes, minimizando el impacto sobre el suelo y permitiendo la buena implantación de la pastura. La cobertura vegetal del área de servicio, debería tener como objetivo disminuir compactación y contribuir al reciclaje de nutrientes. Por lo que es necesario pensar en introducir especies que sean a la vez resistentes al pisoteo, suelos compactados, alta concentraciones de nutrientes, pH más básico, mayor salinidad y sin utilizar especies fijadoras de nitrógeno.

En el esquema de área de servicio fija, debido a la concentración de nutrientes en la zona de las instalaciones, en cualquier situación debería haber un plan para manejar el agua de escorrentía, que contemple al menos la zona de servicio y el bebedero debe tener el drenaje hacia afuera de la parcela obligatoriamente.

Pastura en la zona de pastoreo.

Los resultados evidencian la necesidad de repensar el esquema de fertilizaciones, teniendo en cuenta el contenido de nutrientes en el suelo aportado por los cerdos en las diferentes zonas y el tipo de pastura a utilizar. Por otro lado se debería procurar que la duración de la rotación esté en concordancia con los ciclos de vida de las especies forrajeras utilizadas. En el caso de la mezcla utilizada (TR, TB y achicoria) donde el principal aporte de forraje lo realizan especies bienales, la rotación debería ser de 2 años. Este manejo implicaría algunos factores negativos como las mayores necesidades de capital, más tiempos de barbecho, más laboreos y mayor aporte de N al sistema por fijación biológica (que podría ser en parte minimizado corrigiendo el contenido proteico de la dieta). Pero tendría mayor aporte de alimento en cantidad y calidad para los cerdos, mayor crecimiento vegetal, particularmente con un mejor efecto de descompactación por el sistema radicular de la achicoria y mayor reciclaje de nutrientes especialmente del P por las leguminosas.

Manteniendo el criterio principal de elección de especies a incluir en la pastura, centrado en las características económico-nutricionales de la forrajera, parecería necesario introducir alguna gramínea en la mezcla forrajera. La especie a incluir debería además ser resistente al pastoreo y pisoteo, considerando muy especialmente la capacidad de reciclar N, para evitar pérdidas al ambiente. En este sentido Scherer-Lorenzen *et al.*, (2003) plantea que si bien las mezclas de baja diversidad de trébol-gramíneas son de suma importancia en la agricultura debido a su alta productividad debido al efecto de la fertilización nitrogenada de las leguminosas (especialmente en los sistemas desarrollados luego de la segunda guerra mundial), estas tienen mayores pérdidas de nitratos. Según sus resultados, la baja diversidad a nivel de asociaciones de trébol puede ser perjudicial a la calidad de las aguas subterráneas y por lo tanto puede afectar a la función biótica protección de las cuencas de los pastizales. Este es especialmente el caso si una parte sustancial de la biomasa de la comunidad se compone de leguminosas. Sin embargo, las recomendaciones para la gestión de praderas con miras a una reducción de pérdidas de nitrógeno se centran en los regímenes de fertilización, la intensidad de pastoreo, y evitar la conversión de pasturas (Parkinson, 1993, citado por Scherer-Lorenzen *et al.*, 2003), pero no en el control de la abundancia de fijadoras de nitrógeno y plantas no fijadoras de nitrógeno. Basado en nuestros resultados, consideramos que el aumento de la diversidad de especies no leguminosas o grupos funcionales con formas de uso de los recursos complementarios, reduciría el riesgo de lixiviación de nitratos en pasturas de baja diversidad (mezclas de trébol – gramíneas), al tiempo que permite una mayor

eficiencia en aprovechar el efecto beneficioso para la estructura del suelo del sistema radicular de las gramíneas y el de fertilización de los cerdos y la fijación biológica de leguminosas.

Ajuste de dieta.

El manejo de la dieta es clave para la rentabilidad económica del sistema y reducir la pérdida de nutrientes al ambiente. Pensando en minimizar los excedentes de nutrientes aportados al medio y reducir los costos de alimentación, es necesario ajustar la dieta de los cerdos teniendo en cuenta el aporte de las pasturas y considerar muy especialmente las necesidades animales en pastoreo de proteína y P. En sistemas a campo si bien en la práctica parece más difícil, es más importante que en sistemas confinados (desde el punto de vista ambiental) pasar del concepto de proteína cruda al de aminoácidos digestibles y de fósforo total al fósforo digestible en la formulación de la dieta. Para lo cual es imprescindible profundizar en el estudio sobre el uso de pasturas en la dieta de los cerdos (sistema y tipo de pastoreo) y requerimientos de genotipos utilizados en la producción a campo y en condiciones de campo.

Considerando que los altos niveles de nutrientes en el suelo en cercanía de las instalaciones presumiblemente se deban también a pérdidas considerables de ración desde los comederos, parece necesario evaluar diferentes tipos de comederos, incluyendo la forma de presentación de la ración.

Rotaciones

Los resultados del presente trabajo mantiene las dudas planteadas en relación a si los cerdos mejoran el suelo para los cultivos siguientes, o si los cultivos siguientes contribuyen a recuperar al suelo de los impactos de los cerdos. Posiblemente hay algo de cierto en ambos sentidos y las afirmaciones genéricas no sean válidas. De todas maneras la rotación con cultivos responde también a necesidades de vacío sanitario, contribuye a diversificar los ingresos, puede disminuir la dependencia externa y mejorar la distribución de mano de obra del sistema, minimizando el riesgo y dotando de mayor sostenibilidad al sistema.

Posdestete

Los trabajos sobre posdestete en el CRS han confirmado la viabilidad de realizar el posdestete a campo, resaltando los buenos resultados productivos y la muy baja mortalidad de lechones (Barlocco *et al.*, 1999). Este destete basado entre otras aspectos en mantener la camada como una unidad productiva luego de destetada, utilizar el mismo alimento concentrado que fue suministrado durante la lactancia a los lechones y el aporte de pasturas a voluntades, es sin

duda una fortaleza del sistema en términos productivos. Por otro lado ésta categoría tiene un fuerte impacto en la generación de excesos de nutrientes y daño de cobertura vegetal. Siendo una categoría alimentada asumiendo que la ración proporciona la totalidad de los requerimientos y cosecha poco forraje, sería razonable estudiar destinar las pasturas de mayor edad para el posdestete, dilucidando que tan importante es al aporte de pastura de calidad para este manejo. Realizando el posdestete sobre pasturas viejas (las próximas a plantar forraje o cultivos) y ubicando los comederos y refugios en la zona de pastoreo, resultaría en una mejor distribución de nutrientes. Esta medida mejoraría los aspectos ambientales y no requeriría mayores inversiones, eventualmente tendría escaso incremento de costos y tiempo de trabajo.

9.2 IMPLICANCIAS PARA FUTUROS ANÁLISIS RELATIVOS AL SUELO.

Los resultados del presente trabajo reafirman lo planteado por Watson *et al.*, (2003) en el sentido de que la naturaleza de la distribución espacial de nutrientes (y de otros impactos físicos y biológicos) observada en la producción de cerdos a campo, debe ser considerada para el diseño de muestreos para el análisis del suelo. La variabilidad encontrada responde fundamentalmente a zonas diferenciadas por el manejo animal, debiendo los muestreos tener en cuenta las mismas.

En la evaluación de impacto ambiental, o en la planificación del manejo sostenible del suelo se pueden utilizar diferentes metodologías que involucren valoraciones objetivas y/o subjetivas del impacto del manejo o del estado de los recursos. El uso de indicadores es una de las metodologías más usadas para la evaluación y seguimiento de impactos de cambios de manejo sobre el ambiente. Por lo que es fundamental identificar variables de fácil acceso (de muestreo y análisis rápido y económico) que puedan ser usadas directamente en la construcción de indicadores simples o que ayuden a la construcción de indicadores compuestos.

En este sentido, las características físicas del suelo son una parte necesaria en la evaluación de la calidad del suelo dada la dificultad de revertir su deterioro y su relación con propiedades químicas y biológicas. De las variables físicas evaluadas la RP bajo condiciones de humedad similares discriminó mejor entre zonas, siendo más sensible a cambios de manejo y más correlacionada con las otras variables. La RP también es más fácil y rápida de medir que la DA que requiere un trabajoso muestreo, pero tiene la gran desventaja que requiere de equipos específicos (penetrómetro) lo que limita su uso actual a unos pocos usuarios. Ambas variables

son integradoras de una serie de efectos sobre el suelo, por lo que su interpretación no siempre es fácil, y dependen en gran medida del tipo de suelo y particularmente la RP de la humedad. De todos modos es posible identificar límites claros en los que se pasa de una situación ambiental a otra, se pueden realizar muchas mediciones rápidamente, y permite identificar cambios tendenciales o anticipar cambios. Por lo que la RP parece tener un mejor potencial como indicador de la compactación del suelo, salvando sus dos principales inconvenientes, contar con penetrómetro y considerar el contenido de agua del suelo.

Dada la existencia de multiplicidad de factores que controlan el balance de materia orgánica del suelo, y como los manejos que modifican el COS (incluyendo cambios en la cobertura vegetal del suelo, laboreos, y otros) afectan a su vez directa o indirectamente otras características fisicoquímicas del suelo, varios autores han planteado el uso del COS como indicador de calidad del suelo (Bautista *et al.*, 2004). Sin embargo, establecer una clara relación de dependencia entre el COS y esas características, así como sobre la productividad del suelo es complejo (Moreno *et al.*, 1999, citado por Martínez *et al.*, 2008). En el presente caso de estudio las variaciones del contenido de COS no parecen un buen indicador del efecto diferencial de los manejos sobre el suelo relacionados a la producción de cerdos a campo. El COS si bien mostró diferencias con el suelo testigo, no reflejó cambios espaciales de manejo al interior del sistema, ni entre rotaciones o zonas de las parcelas. En términos generales tampoco se correlacionó espacialmente con las otras variables. Posiblemente debido a efectos asociados a la carga animal con sentido contrario relacionados al consumo de las pasturas y el aporte de las deyecciones. Analizar la MOP podría ser una alternativa, sin embargo aún hay relativamente pocos estudios en este sentido.

El pH por ser rápido y económico, podría ser un indicador interesante para descartar situaciones extremas, por ejemplo considerando niveles problemáticos para el desarrollo de la mayoría de los cultivos de la región. Por otro lado los valores del pH en los suelos cultivados sufren importantes oscilaciones en el tiempo (mayores a la diferencia encontrada entre zonas del suelo con cerdos) por lo que no sería un buen indicador en situaciones no extremas. La CE en nuestro trabajo tuvo mayor variabilidad frente a los cambios de manejo y mayor correlación con la acumulación de nutrientes que el pH. Generalmente, los efectos de la humedad del suelo en las mediciones de CE son despreciables, cuando el contenido de agua está cerca o debajo de la capacidad de campo (USDA, 1999).

Desde el punto de vista de la sostenibilidad y del impacto en el ambiente los sistemas de cerdos a campo son generalmente excedentarios en nutrientes, particularmente N y P. En suelos similares a los del presente trabajo (con media a baja capacidad de fijación de P) el contenido de P Bray, parece la variable más sensible a los cambios de manejo en el largo plazo y tiene alta correlación con el P en solución. Con respecto a metales pesados, en sistemas con pasturas y ración (base cereales o subproductos de éstos), no sería un problema la presencia de metales pesados en el suelo a cargas razonables que permitan una buena cobertura vegetal. Por lo tanto no se justificaría realizar análisis de metales en suelo en esas situaciones. En la situación que sería plausible sería en el caso de utilizar dietas sin balancear con algún subproducto con alto contenido de algún metal pesado en particular. Para lo cual solo sería necesario en principio analizar en forma exploratoria el área de servicio. De todas formas en esta última situación (dietas mal balanceadas) serían visualizados en forma notoria los problemas derivados del exceso de N y P antes que los de metales pesados.

Esperamos que este trabajo contribuya para analizar posibles impactos antes de una intervención antrópica, monitorear impactos de las mismas o ayudar a identificar puntos críticos en relación al manejo sostenible de los recursos.

10 BIBLIOGRAFÍA.

Aarnink, A.J.; Verstegen, M.W. 2007. Nutrition, key factor to reduce environmental load from pig production. *Livestock Science*, 109: 194-203.

Andresen, N.; Redbo, I. 2007. Foraging behaviour of growing pigs on grassland in relation to stocking rate and feed crude protein level. *Applied Animal Behaviour Science*, 62: 183-197.

Andriulo, A.; Sasal, C.; Amendola, C.; Rimatori, F. 2003. Impacto de un sistema intensivo de producción de carne vacuna sobre algunas propiedades del suelo y del agua. *RIA*, 32 (3): 27-56.

Ausilio, A.; Besson, P.; Durán, D.; Bauza, F.; Men, G. 2007. Efecto de la producción porcina a campo sobre algunas propiedades del suelo. *Revista Agromensajes*. Universidad Nacional de Rosario. Facultad de Ciencias Agrarias. N° 23.

Balbuena, R.H.; Terminiello, A.M.; Claverie, J.A.; Casado, J.P.; Marlats, R. 2000. Compactación del suelo durante la cosecha forestal. Evolución de las propiedades físicas. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 4 (3): 453-459.

Barlocco, N.; Vadell, A.; Monteverde, S.; Primo, P. 1999. Comportamiento Productivo y mortalidad de lechones en el posdestete a campo. Universidad Central de Venezuela. *Revista de Ciencias Veterinarias*, 40 (4): 201-206.

Barlocco, N.; Vadell, A.; Tommasino, H.; González, A.; Rodríguez, D.; Castro, G.; Lozano, A. 1998. La Producción de Cerdos en Montevideo Rural. Grupo Interdisciplinario de Estudios y Extensión en Producción Porcina, e IMM (Unidad de Montevideo Rural). Facultad de Agronomía. 48 p.

Barbazán, M.; Ferrando, M.; Zamalvide, J. 2007. Estado nutricional de *Lotus corniculatus* L. en Uruguay. *Agrociencia*, 11 (1): 22-34.

Bautista, A.; Etcheveres, J.; del Castillo, R.; Gutierrez, C. 2004. La calidad del suelo y sus indicadores. *Ecosistemas*. 8 (2): <http://www.aeet.org/ecosistemas/042/revision2.htm> (consultado agosto 2011)

Baxter, C.A.; Joern, B.C.; Ragland, D.; Sands, J.S.; Adeola, O. 2003. Waste Management. Phytase, high-available-phosphorus corn, and storage effects on phosphorus levels in pig excreta. *J. Environ. Qual.*, 32: 1481-1489.

Benfalk, C.; Lindgren, K.; Lindahl, C.; Rundgren, M. 2005. Mobile and stationary system for organic pigs animal behaviour in outdoor pens. Paper presentado a Researching Sustainable Systems- International Scientific Conference on Organic Agriculture. Adelaide. Australia. En : http://orgprints.org/4313/04/4313-Benfalk_etal_4p_revised-ed.pdf (consultado agosto 2011)

Berger, F. 1996. Historique, développement et résultats techniques de l'élevage des truies plein air en France. En: I Simposio sobre Sistemas de Suínos Criados ao Ar Livre (SISCAL) Concordia Brasil, pp 1-13.

- Bioland. 2009. http://www.bioland.de/fileadmin/bioland/file/bioland/qualitaet_richtlinien/Bioland_Standards_2009-04-27.pdf (consultado agosto 2011)
- Blake, G.R.; Hartge, H.K. 1986. Bulk Density. In A. Klute, (Ed). Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods. 2° ed. ASA and SSSA, Madison WI. pp 363-375.
- Bornett, H.L.; Edge, H.L.; Edwards, S.A. 2003. Alternatives to nose-ringing in outdoor sows. The provision of a sacrificial rooting area. Applied Animal Behaviour Science, 83: 267-276.
- Braund, J.P.; Edwards, S.A.; Riddoch, I.; Buckner, L.J. 1998. Modification of foraging behaviour and pasture damage by dietary manipulation in outdoor sows. Applied Animal Behaviour Science, 56: 173-186.
- Bray, R.H.; Kurtz, L.T. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphate in soils. Soil Sci, 59: 39-45.
- Brunori, J. 2008. Sistemas de producción a campo. Cambios cualitativos para afrontar las transformaciones de la cadena de valor porcina. En: <http://www.inta.gov.ar/mjuarez/info/documentos/Porcinos/sistcampo0108.pdf> (consultado agosto 2011)
- Brunori, J.; Spiner, N. 2008. Sistema intensivo de producción de cerdos a campo en combinación con agricultura. Grupo Porcino. INTA Marcos Juárez. En: www.inta.gov.ar/mjuarez/info/documentos/Porcinos/sist_int_campo08.pdf (consultado agosto 2011)
- Brunori, J.; Spiner, N.; Franco, R.; Panichelli, D.; Masiero, B. 2004. Productividad de la cerda según el encierre previo al parto. En <http://www.inta.gov.ar/mjuarez/info/documentos/Porcinos/producerda04.htm> (consultado agosto 2011)
- Cambardella, C.A.; Elliot, E.T. 1992. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. Soil Sci. Soc. Am. J., 56: 777-783.
- Caminotti, S. 1998. La Sustentabilidad en el marco del sistema productivo Agrícola-Porcino. En: www.sian.info.ve/porcinos/eventos/fericerdo1998/santiago.htm (consultado agosto 2011)
- Campagna, D.; Somenzini, D.; Zapata, J. 2005. Caracterización de los principales componentes de los sistemas de producción de cerdos a campo en argentina. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Rosario. Agromensajes. N° 16. En: www.fcagr.unr.edu.ar/Extension/Agromensajes/16/2AM16.htm (consultado agosto 2011)
- Campagna, D.; Silva, P.; Figueroa Massei, E.; Valacco L. 2007. Efecto de la estación del año sobre los lechones nacidos vivos y la tasa de parición en un sistema porcícola a campo en Argentina. Agrocencias, Volumen Especial. IX Encuentro de Nutrición y Producción de Animales Monogástricos. pp 71-74.
- Canh, T.T.; Verstegen, M.W.A.; Aarnink, A.J.A.; Schrama, J.W. 1997. Influence of Dietary Factors on Nitrogen Partitioning and Composition of Urine and Feces of Fattening Pigs. Journal of Animal Science, 75 (3): 700-706.
- CE. 1999. Reglamento (CE) No 1804/1999 del CONSEJO. <http://www.mapa.es/desarrollo/pags/LEGISLACION/mambiente/reglamento1804-1999.pdf> (consultado agosto 2011)

- Cerana J.; Wilson, M.G.; Pozzolo, O.; Battista, J.J.; Rivarola, S.; Díaz, E. 2005a. Relaciones matemáticas entre la resistencia mecánica a la penetración y el contenido hídrico en un vertisol. En VII Jornadas de investigación en la zona no saturada del suelo. Samper Calvete y Paz González (eds.). pp 159-165.
- Cerana J.; Wilson, M.G.; Pozzolo, O.; Battista, J.J.; Rivarola, S.; Arias, N.; Banchemo, A.C.; Sione, S. 2005b. Determinación de las Condiciones Físicas de los Vertisoles, Orientadas al Manejo Sustentable con la Siembra Directa. En: Seminario Internacional de Indicadores de Calidad de Suelo. Marcos Juarez, Argentina.
- Ciganda, V.S.; La Manna, A.F. 2009. Acumulación y distribución de nutrientes en suelos de potreros sacrificio en predios lecheros de Uruguay. 32° Congreso de la Asoc. Argentina de Producción Animal (AAPA), Malargüe, Mendoza-Argentina, 13 al 15 de Octubre 2009. INIA, Poster N° 147. <http://www.inia.org.uy/online/site/publicacion-ver.php?id=1997> (consultado agosto 2011)
- Craighead, M. 2002. The impact of fertiliser magnesium and potassium on the seasonal herbage Mg concentration of some South Island dairy pastures. *Agronomy New Zealand*, 32-33: 84-93.
- Cuellar, P. 1997. Alimentación no convencional de cerdos mediante la utilización de recursos disponibles en diferentes zonas agroecológicas. En: Memorias I Jornada de Producción Animal Sostenible. Corporación Universitaria de Santa Rosa De Cabal-Fundación CIPAV. Santa Rosa de Cabal, 29 y 30 de mayo.
- Cuevas, B.J.; Dorner, F.J.; Ellies Sch, A. 2004. Elementos de física y mecánica para evaluar la sustentabilidad de suelos agrícolas. *R.C. Suelo Nutr. Veg.*, 4 (2): 1-13.
- Chapin, F.S.; Matson, P.A.; Mooney, H.A. 2002. *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer-Verlag, New York, USA. 436 p.
- Chesters, J.K.; Will, M. 1981. Measurement of zinc flux through plasma in normal and endotoxin stressed pigs and the effects of Zn supplementation during stress. *British Journal of Nutrition*, 46: 119-130.
- Church, D.C.; Pond, W.G. 1982. *Basic animal nutrition and feeding*. Second Edition. John Wiley & Sons. New York, USA. 403 p.
- Dach, J.; Starmans, D. 2005. Heavy metals balance in Polish and Dutch agronomy: actual state and previsions for the future. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 107: 309-316.
- Daddow, R.L.; Warrington, G.E. 1983. Growth-limiting soil bulk densities as influenced by soil texture. Watershed Systems Development Group, Report. USDA Forest Service. Fort Collins, Colorado. USA. 17p.
- Dalla Costa, O.A.; Girotto, A.F.; Ferreira, A.S.; De Lima, G.J.M. 1995. Análise econômica dos sistemas intensivos de suínos ao ar livre (SISCAL) e confinados (SISCON), nas fases de gestacão e lactacão. *Rev. Soc. Bras. Zootec.*, 24 (4): 615-622.

Dalla Costa, O.A. 1998. Sistema intensivo de suínos criados ao ar livre - SISCAL: manejo, índices de produtividade, custo de implantação e produção -EMBRAPA-CNPSA. I Encuentro de Producción de cerdos a campo. En: <http://sian.info.ve/porcinos/> (consultado agosto 2011)

Dalla Costa, O.A.; Diesel, R.; CoelhoLopes, E.J.; Cunha Nunes, R.; Holdefer C.; Colombo, S. 2002. Sistema intensivo de suínos criados ao ar Livre- SISCAL. BIPERS Boletim Informativo Pesquisa & Extensão, EMBRAPA- EMATER/RS. Año 9, N° 13. 68 p.

Dambreville, C.; Hénault, C.; Bizouard, F.; Morvan, T.; Chaussod, R.; Germon, J.C. 2006. Compared effects of long-term pig slurry applications and mineral fertilization on soil denitrification and its end products (N_2O , N_2). *Biology and Fertility of Soils*, 42 (6): 490-500.

Dewis, J.; Freitas, F. 1970. Métodos físicos y químicos de análisis de suelos y aguas. FAO. Roma. Boletín sobre suelos N° 10. pp. 36-57.

Dichio L.; Campagna, D. 2007 Caracterización de la vegetación sometida a diferentes cargas de porcinos. Resultados preliminares. Volumen Especial, IX Encuentro de Nutrición y Producción de Animales Monogástricos. Agrociencias. En:www.fagro.edu.uy/~suinos/biblioteca/prod_cerdos_a_campo/PCAC-Dichio%20-%20Caracterizacion%20de%20la%20vegetacion%20sometida%20a%20diferentes%20cargas%20de%20porcinos_Resultados%20preliminares.pdf (consultado agosto 2011)

DIEA, 2003. Producción de cerdos en Uruguay. Contribución a su conocimiento. MGAP-Dirección de Investigaciones Económicas Agropecuarias. Montevideo. Uruguay. 19 p.

DIEA. 2007. Encuesta Porcina 2006. MGAP-Dirección de Investigaciones Económicas Agropecuarias. Montevideo. Uruguay. 81 p.

DNM. Dirección Nacional de Meteorología. <http://www.meteorologia.gub.uy/index.php/caracteristicas-climaticas> (consultado agosto 2011)

Dourmad J.; Jondreville C. 2007. Impact of nutrition on nitrogen, phosphorus, Cu and Zn in pigmanure, and on emissions of ammonia and odours. *Livestock Science*, 112: 192-198.

Draghi, L.M.; Botta, G.F; Balbuena,R.H.; Claverie, J. A.; Rosatto, H. 2005. Diferencias de las condiciones mecánicas de un suelo arcilloso sometido a diferentes sistemas de labranza. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 9 (1): 120-124.

Duran, A. 1991. Los suelos del Uruguay. Ed Agropecuaria Hemisferio Sur. 2° edición. 398 p.

Early, M.S.B.; Cameron, K.C.; Fraser, P.M. 1998. The fate of potassium, calcium, and magnesium in simulated urine patches on irrigated dairy pasture soil. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, (41): 117-124.

Echeverria, H.E.; San Martin, N. F.; Bergonzi, Y. R. 2000. Métodos rápidos de estimación de nitrógeno potencialmente mineralizable en suelos. *Ciencia del Suelo*. 18 (1): 9-16.

Edwards, S.A.; Zanella, A. J. 1996. Produção de suínos ao ar livre na Europa: produtividade, bem-estar e considerações ambientais. *A hora Veterinária*, 16 (93): 86-93.

- Edwards, S.A. 1998. Environmental damage risks from outdoor pig production. In: Symposium Environment and Swine Production (Goiana). Proceedings. Goiania.
- Edwards, S.A. 2003. Intake of nutrients from pasture by pigs. Proceeding of the Nutrition Society, 62: 257-265.
- Edwards, S.A. 2005. Product quality attributes associated with outdoor pig production. Livestock Production Science, 94: 5-14.
- Elliott, H.A.; Brandt, R.C.; O'Connor G.A. 2005. Runoff Phosphorus losses from surface-applied biosolids. J. Environ. Qual., 34: 1632-1639.
- Eriksen, J. 2001. Implications of grazing by sows for nitrate leaching from grassland and the succeeding cereal crop. Grass & Forage Science, 56 (4) 317-322.
- Eriksen, J.; Kristensen, K. 2001. Nutrient excretion by outdoor pig: a case study of distribution, utilisation and potential for environmental impact. Soil Use and Management, 17: 21-29.
- Eriksen, J.; Petersen, S.O.; Sommer, S.G. 2002. The fate of nitrogen in outdoor pig production. Agronomie, 22: 863-867.
- Eriksen, J. 2005. Grass cover retained by nose-ringing of outdoor sows only partially reduces the risk of N leaching. Newsletter from Danish Research Center for Organic Farming. DARCOFenews. Nº 3. En: <http://orgprints.org/6133/> (consultado agosto 2011)
- Eriksen, J.; Hermansen, J.E. 2005 Outdoor production of slaughterpigs requires an optimized management to mitigate N pollution. Newsletter from Danish Research Center for Organic Farming. DARCOFenews. Nº 2. En: <http://orgprints.org/5482/> (consultado agosto 2011)
- Eriksen, J.; Studnitz, M.; Strudsholm, K.; Kongsted, A. G.; Hermansen, J. E. 2006a. Effect of nose ringing and stocking rate of pregnant and lactating outdoor sow on exploratory behaviour, grass cover and nutrient loss potential. Livestock Science, 104: 91-102.
- Eriksen, J.; Hermansen, J. E.; Strudsholm, K.; Kristensen, K. 2006b. Potential loss of nutrients from different rearing strategies for fattening pigs on pasture. Soil Use and Management, 22 (3): 256-266.
- Evans, R. 2004. Outdoor pigs and flooding: An English case study. Soil Use and Management, 20 (2): 178-181.
- Echeverria, H.E.; San Martin, N.F.; Bergonzi, Y.R. 2000. Metodos rápidos de estimación de nitrógeno potencialmente mineralizable en suelos. Ciencia del Suelo, 18 (1): 9-16.
- FAO. 2008. Perspectivas alimentarias. Análisis del mercado mundial. <http://www.fao.org/docrep/011/ai466s/ai466s08.htm> (consultado agosto 2011)
- Foladori, G. 2005. Cinco falacias sobre la crisis ambiental. En: Foladori, G. ed. Por una sustentabilidad alternativa. Montevideo. Colección CABICHUI, REL-UITA y Doctorado en Estudios del Desarrollo, Universidad Autónoma de Zacatecas. pp 37-45.

- Foladori, G.; Tommasino, H.; Pierri, N.; Taks, J.; Chang, M. 2005. Tres tesis básicas ocultas en la cuestión ambiental. En: Foladori, G. ed. Por una sustentabilidad alternativa. Montevideo. Colección CABICHUI, REL-UITA y Doctorado en Estudios del Desarrollo, Universidad Autónoma de Zacatecas. pp 77-87.
- Fontaine, S.; Mariotti, A.; Abbadie, L. 2003. The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? *Soil Biology and Biochemistry*, 35 (6): 837-843.
- Galantini, J.A.; Suñer, L. 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: Análisis en los suelos de la Argentina. *Revisión. AgriScientia*, 25 (1): 41-55.
- Galvão, D. 1998a. Sistema intensivo de suínos criados ao ar livre- IAPAR. En: 1º Encuentro de Producción de Cerdos a Campo. Marcos Juárez. Argentina.
- Galvão, D. 1998b. Avaliação do efeito do pisoteio rotativo dos suínos sobre as propriedades físicas e químicas do solo em diferentes lotações e forrageiras. En: Memorias del Primer Encuentro de Técnicos del Cono Sur Especialistas en Sistemas Intensivos de Producción Porcina a Campo. Argentina. En: <http://www.sian.info.ve/porcinos/publicaciones/encuentros/Galvaoleite.htm> (consultado agosto 2011)
- Galvão, D.; Dalla Costa, O.A.; Vargas, G.A.; de Souza Milleo R.D.; da Silva, A. 2001. Análise econômica do sistema intensivo de suínos criados ao ar livre. *Rev. Bras. Zootec.*, 30 (2): 482-486.
- García de Souza, M.; Alliaume, F.; Mancassola, V.; Dogliotti, S. 2011. Carbono orgánico y propiedades físicas del suelo en predios hortícolas del sur de Uruguay. *Agrociencia Uruguay*, 15 (1): 70-81.
- García Préchac, F. 1998. Siembra directa en pasturas. En: <http://www.rau.edu.uy/agro/uepp/siembra5.htm> (consultado agosto 2011)
- García Préchac, F. 2003. Propiedades físicas y erosión en los trabajos de larga duración de La Estanzuela. En: INIA, Serie Técnica 134. 40 años de rotaciones agrícolas ganaderas. 19-24 pp.
- Gómez Orea, D. 1997. La ecoauditoría como complemento a la evaluación de impacto ambiental. In: Avances en evaluación de impacto ambiental y ecoauditoría. Peinado M. y Sobrini I.(eds.), Madrid. Cap. 16, pp. 293-305.
- González, C.; Díaz, I.; Vecchionacce, H.; Novoa, L. 2000. Potencialidad de producción de cerdos a campo en Venezuela. En: II Encuentro Latinoamericano de Especialistas en Sistemas de Producción Porcina a Campo. En: <http://www.sian.info.ve/porcinos/publicaciones/encuentros/gonzalezzeivone.htm> (consultado agosto 2011)
- González, C.; Tepper, R. 2003. Caracterización de los Sistemas de Producción Porcina en Venezuela. En: III Encuentro Latinoamericano de Especialistas en Sistemas de Producción Porcina a Campo. Argentina 2003. En: <http://sian.info.ve/porcinos/> (consultado agosto 2011)
- Graetz, D.A.; Nair, V.D.; Portier, K.M.; Voss, R.L. 1999. Phosphorus accumulation in manure-impacted Spodosols of Florida. *Agric. Ecosyst. & Environ.*, 75(1-2): 31-40.

- Gustafson, G.M. 2000. Barley as catchcrop of soil nitrógeno after grazing sows. En: Ecological Animal Husbandry in the Nordic Countries. Proceedings from NJF-seminar No. 303. Horsens, Denmark 16-17 September 1999. (Eds.) Hermansen, Lund y Thuen. DARCOF, Report N° 2. pp 29-34.
- Guy, J.H.; Rowlinson, P.; Chadwick, J.P.; Ellis, M. 2002. Health conditions of two genotypes of growing-finishing pig in three different housing systems: implications for welfare. *Livestock Production Science*, 75: 233-243.
- Hagsten, I; Perry, T.W. 1976. Evaluation of dietary salt levels for swine II. Effect on blood and excretory patterns. *J. Anim. Sci.*, 42 (5): 1191-1196.
- Hao, X.; Zhou, D.; Huang, D.; Zhang, H.; Wang, Y. 2007. The growth and Cu and Zn uptake of pakchois (*Brassica chinesis L.*) in an acidic soil as affected by chicken or pig manure. *Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes*, 42 (8): 905-912.
- Hamza, M.; Anderson, W. 2005. Soil compaction in cropping systems. A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil and Tillage Research*, 82(2): 121-145.
- Hanrahan, L.P; Jokela, W.E.; Knapp, J.R. 2009. Dairy diet phosphorus and rainfall timing effects on runoff phosphorus from land-applied manure. *J Environ Qual*, 38: 212-217.
- Hassink, J. 1994. Effects of soil texture and grassland management on soil organic matter C and N and rates of C and N mineralization. *Soil Biol. Biochem.*, 26: 1221-1231.
- Heredia, O.S; Cosentino, D.; Conti, M.E. 2004. Calidad de suelo: intensificación de uso de la tierra y materiales coloidales en hapludertes de entre Ríos. FCA – UNER. *Revista Científica Agropecuaria*, 8 (1): 57-64.
- Hermansen, J.E.; Strudsholm, K.; Horsted, K. 2004. Integration of organic animal production into land use with special reference to swine and poultry. *Livestock Production Science.*, 90: 11-26.
- Herrero, M.A.; Gil, S.B. 2008. Consideraciones ambientales de la intensificación en producción animal. *Ecología Austral*, 18: 273-289.
- Horta, M.C. 2007. Produção de suínos ao ar livre: avaliação de efeitos ambientais. *Agroforum. Revista da Escola Superior Agrária de Castelo Branco*. N°18, Año 15, pp. 19-26.
- Horta, M.C.; Batista, M.; Roque, N.; Afonso, F.; Duarte, S.; Almeida, J. 2008. Perda de fósforo por drenagem e evolução do teor em fósforo de um Cambissolo sujeito a produção de suínos ao ar livre , III Congresso Ibérico da Ciência do Solo “Uso do solo e qualidade ambiental num contexto de mudanças globais” , Universidade de Évora, 1 a 4 de Julho (Comunicação).
- Hötzel, M. J.; Pinheiro Machado, L. C.; Machado, F.; Dalla Costa, O. A. 2004. Behaviour of sows and piglets reared in intensive outdoor or indoor systems. *Applied Animal Behaviour Science*, 86: 27-39.

Hurtado, H. 2006. El cerdo criollo en Venezuela. Status actual y perspectivas. Revista computarizada de Producción Porcina, 13 (2).

INTA, Estación Experimental Agropecuaria Pergamino. 2011. Cría Intensiva al aire libre. http://www.inta.gov.ar/Pergamino/investiga/Grupos/porcinos/cria_inten_ventydesv.htm

Jongbloed, A.W.; Poulsen, H.D.; Dourmad, J.Y.; van der Peet-Schwering, C.M.C. 1999. Environmental and legislative aspects of pig production in The Netherlands, France and Denmark. *Livestock Production Science*, 58: 243-249.

Jongbloed, A.W.; van Diepena, J.T.; Kemmea, P.A.; Broz, J. 2004. Efficacy of microbial phytase on mineral digestibility in diets for gestating and lactating sows. *Livestock Production Science*, 91: 143-155.

Johnson, A.K.; Morrow-Tesch, J.L.; McGlone J.J. 2001. Behavior and performance of lactating sows and piglets reared indoors or outdoors. *J. Anim. Sci.*, 79: 2571-2579.

Kaspar, T.C.; Pulido, D.J.; Fenton, T.E.; Colvin, T.S.; Karlen, D.L.; Jaynes, D.B.; Meek, D.W. 2004. Site-specific análisis. Relationship of Corn and Soybean Yield to Soil and Terrain Properties. *Agron. J.*, 96: 700-709.

Kelly, H.; Shiel, R.; Edwards, S. 2002. The effect of different paddock rotation strategies for organic sows on behaviour and the environment. En: *Proceedings of the UK Organic Research 2002 Conference*, 26-28 march. Powell *et al.*, (Eds). Aberystwyth. pp. 273-276.

Kelly, L; Clop, A; Vadell, A; Nicolini, P; Monteverde, S; Amills, M., Sanchez, A. 2004. El cerdo Pampa-Rocha como recurso zoogenético en Uruguay. *Marcadores moleculares. Sociedad de Medicina Veterinaria del Uruguay. Veterinaria*, 39 (155-156): 15-16.

Keeney, D.R.; Nelson, R.A. 1982. Nitrogen inorganic forms. In: *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*. Page *et al* (eds.). *Agronomy monogr.* N° 9. 2nd edn. ASA and SSSA, Madison, WI. pp 643-698.

Koopmans, G.F.; Chardon, W.J.; McDowell, R.W. 2007. Phosphorus movement and speciation in a sandy soil profile after long-term animal manure applications. *Journal of Environmental Quality*, 36 (1): 305-315.

Kuzyakov, Y. 2002. Review: Factors affecting rhizosphere priming effects. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 165: 382-396.

Kuzyakov, Y. 2010. Priming effects: Interactions between living and dead organic matter. *Soil Biology & Biochemistry*, 42: 1363-1371.

Lagrega, L.; Marotta, E. 2009. Como realizar la etapa reproductiva del cerdo a campo. V Curso de Producción de la carne porcina y Alimentación humana. *Veterinaria Cuyana. Versión en línea*, 4 (1-2): 25-36.

Larsen, V.A.; Kongsted, A.G. 2000. Sows on pasture. En: *Ecological Animal Husbandry in the Nordic Countries. Proceedings from NJF-seminar No. 303*. Horsens, Denmark 16-17 September 1999. (Eds.) Hermansen, Lund y Thuen. DARCOF, Report N° 2. 202 p.

- L'Herroux, L.; Le Roux, S. ; Appriou, P. ; Martinez, J. 1997. Behaviour of metals following intensive pig slurry applications to a natural field treatment process in Brittany (France). *Environmental Pollution*, 97 (1-2): 119-130.
- Ledgard, S. 2001. Nitrogen cycling in low input legume-based agriculture, with emphasis on legume/grass pastures. *Plant and Soil*, 228: 43-59.
- Levasseur, P. ; Créniat, A. 2005. Flux d'azote, phosphore, potassium, cuivre et zinc en exploitation porcine Etude de quatre élevages spécialisés. *Journées Recherche Porcine*, (37): 51-58.
- Leytem, A. B.; Thacker, P. A. 2010. Phosphorus utilization and characterization of excreta from swine fed diets containing a variety of cereal grains balanced for total phosphorus. *J. Anim Sci.*, 88: 1860-1867.
- Llona, M.; Faz, A. 2006. Efectos en el sistema suelo-planta después de tres años de aplicación de purín de cerdo como fertilizante en un cultivo de Brócoli (*Brassica oleracea* L.). *R.C. Suelo Nutr. Veg.* (online), 6 (1): 41-51. <http://www.scielo.cl/pdf/rcsuelo/v6n1/art05.pdf>
- Lopardo, J. P.; Gomez, A.; Monteverde, S.; Barlocco, N.; Vadell, A. 2000. Análisis económico de un sistema de producción de cerdos a campo. XVI Reunión Latinoamericana de Producción Animal y III Congreso Uruguayo de Producción Animal. Montevideo, Uruguay. 28 al 31 de marzo del 2000.
- Lundvall, J.; Sawyer, J. E.; Mallarino, A. P.; Brabazán, M. M.; Pecinovsky, K. 2004. Liquid swine manure impact on first-year soybeans and subsequent-year corn. Northeast research and demonstration farm ISRF03-13, v., p. 24-25. En: <http://www.ag.iastate.edu/farms/03reports/ne/LiquidSwineManure.pdf> (consultado agosto 2011)
- Ly, L.; Rico, C. 2006. Cría de cerdos al aire libre. El caso cubano. *Revista Computadorizada de Producción Porcina*, 13 (1): 13-24
- Macias, M. 2006. Procesos digestivos en el cerdo criollo de cuba. *Revista computarizada de Producción Porcina*, 13 (2).
- MAP/DSF. 1976. Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay. Ministerio de Agricultura y Pesca, Dirección de Suelos y Fertilizantes. Montevideo, Uruguay.
- MAP/DSF. 1979. Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay. Tomo III. Descripción de las Unidades de Suelos. Montevideo. 452 p.
- Mari, G.R.; Changying, J. 2008. Influence of agricultural machinery traffic on soil compaction patterns, root development, and plant growth, overview. *American-Eurasian J. Agric. & Environ. Sci.*, 3 (1): 49-62.
- Mariscal, G. 2007. Tecnologías disponibles para reducir el potencial contaminante de las excretas de granjas porcícolas. En: Reporte de la Iniciativa de la Ganadería, el Medio Ambiente y el Desarrollo (LEAD) - Integración por Zonas de la Ganadería y de la Agricultura Especializadas (AWI) - Opciones para el Manejo de Efluentes de Granjas Porcícolas de la Zona Centro de México. FAO. www.fao.org/wairdocs/LEAD/X6372S/x6372s08.htm

- Marks, R. 2001. Cesspools of shame. How factory farm lagoons and sprayfields threaten environmental and public health. Natural Resources Defense Council and the Clean Water Network. 60 p.
- Martínez, E.; Fuentes J.P.; Acevedo, E. 2008. Carbono orgánico y propiedades del suelo. *J. Soil Sc. Plant Nutr.*, 8 (1): 68-96.
- Martino, D.L. 2003. Manejo de restricciones físicas del suelo en sistemas de siembra directa. Grupo de Riego, Agroclima, Ambiente y Agricultura Satelital (GRAS) del Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria de Uruguay, Montevideo. Documento on line 23. <http://www.inia.org.uy/online/site/publicacion-ver.php?id=694> (consultado agosto 2011)
- McGlone, J.J. 1999. Managing heat stress in the outdoor pig breeding herd. Presented at a symposium on outdoor pig production in Brazil, September, 1999 <http://www.depts.ttu.edu/porkindustryinstitute/research/MANAGING%20HEAT%20STRESS%20IN%20OUTDOOR%20PIGS.htm> (consultado agosto 2011)
- Menzi, H.; Stauffer, W.; Zihlmann, U.; Weisskopf, P. 1998. Impact environnemental de la production porcine plein-air. Proc. RAMIRAN-conference, Rennes (F). 26-28 mayo 1998.
- MGAP/DSA. 2001. Compendio actualizado de información de Suelos del Uruguay, Versión 01. Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca, Dirección de Suelos y Aguas. Montevideo, Uruguay. CD.
- Miao, Z.H.; Glatz, P.C.; Ru, Y.J. 2004. Review of production, husbandry and sustainability of free-range pig production systems. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences*, 17 (11): 1615-1634.
- Monteverde, S. 2001. Producción de leche de cerdas criollas Pampas y Duroc en un sistema a campo. Tesis de Grado. Facultad de Agronomía. Montevideo. Uruguay. 63 p.
- Mora, A.; Armendáriz, I. R.; Belmar, R.; Ly, J. 2000. Algunos aspectos de la producción y manejo de cerdos en exterior. *Revista computarizada de producción porcina*, 7 (2).
- Moreira, A.; Primo, P. y Barlocco, N. 2007. Aplicación del sistema de evaluación de impacto ambiental de actividades rurales (EIAR) en un sistema de producción de cerdos a campo. En: <http://www.sian.info.ve/porcino> (consultado agosto 2011)
- Morón, A.; Baethgen, W.E. 1998. Micronutrient Status in Dairy Farms of Uruguay. In Proceedings XVI World Congress of Soil Science. Francia. CD ROM Symposium 14, 1-5 p.
- Morón, A. 2003. Principales contribuciones del experimento de rotaciones cultivos-pasturas de INIA La Estanzuela en el área de fertilidad de suelos (1963-2003). In: Serie Técnica N° 134. 40 años de rotaciones agrícolas-ganaderas. INIA La Estanzuela. pp. 1-9.
- Morón, A.; Sawchik, J. 2003. Soil quality indicators in a long-term crop-pasture rotation experiment in Uruguay. In: Serie Técnica N° 134. 40 años de rotaciones agrícolas-ganaderas. INIA La Estanzuela. pp. 67-76.

- Morón, A. 2004. Relevamiento del estado nutricional y la fertilidad del suelo en cultivos de trébol blanco en la zona Este de Uruguay. En: Seminario de Actualización Técnica: Fertilización fosfatada de pasturas en la región este. INIA Treinta y Tres, pp. 17-33.
- Mulvaney, R.L. 1986. Total Carbon, Nitrogen-inorganic forms. In D.L. Sparks *et al.* (Ed) Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods. ASA and SSSA, Madison WI. pp 1123-1184.
- Nelson, D.W.; Sommers, L.E. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In D.L. Sparks *et al.* (Ed) Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods. ASA and SSSA, Madison WI. pp. 961-1010.
- Nicholson, F.; Chambers, B.; Williams, J.; Unwin, R. 1999. Heavy metal contents of livestock feeds and animal manures in England and Wales. *Bioresource Technology*, 70: 23-31
- Nicholson, F.; Smith, S.; Alloway, B.; Carlot-Smith, C.; Chambers, B. 2006. Quantifying heavy metal inputs to agricultural soil in England and Wales. *Water and Environmental Journal*, 20 (2): 87-95.
- Nowlin, M.; Boyd, G. W. 1997. *Journal of Soil and Water Conservation*, 52 (5): 314-319.
- Oyhantçabal, G. 2010. Evaluación de la sustentabilidad de la producción familiar de cerdos a campo: un estudio de seis casos en la zona sur del Uruguay. Tesis de Grado. Facultad de Agronomía. Montevideo. Uruguay. 138 p.
- Perdomo, C.; de Lima G.J.; Nones, K. 2001. Produção de suínos e meio ambiente. 9o Seminário Nacional de Desenvolvimento da Suinocultura. Gramado, RS. Brasil. pp 8-24.
- Perdomo, C; Cardellino, G. 2006. Respuesta de maíz a fertilizaciones definidas con diferentes criterios de recomendación. *Agrociencia*, 10 (1): 63-79.
- Petersen, S.O.; Kristensen, K.; Eriksen, J. 2001. Denitrification losses from outdoor piglet production. *Journal of Environmental Quality*, 30: 1051-1058.
- Pinheiro Machado, L.C.; da Silveira, M.C.; Hötzel, M.J.; Pinheiro Machado, L.C. 2002. Produção agroecológica de suínos - uma alternativa sustentável para a pequena propriedade no Brasil. En *Anais 2a Conferência Internacional Virtual sobre Qualidade de Carne Suína 5 de Novembro a 6 de Dezembro de 2001-Concórdia, SC, Brasil*. Embrapa Suínos e Aves. Documentos, 74. 438 p.
- Pomar, C.; Dubeau, F.; Létourneau-Montminy, M; Boucher, C.; Julien, P. 2007. Reducing phosphorus concentration in pig diets by adding an environmental objective to the traditional feed formulation algorithm. *Livestock Science*, 111: 16-27.
- Ponzoni, R. 1992. Adaptación vs. Producción: un intento de reconciliación. En: Congreso de Razas Criollas. Zafra, España. pp. 3- 17.
- Poulsen, H.D. 2000. Phosphorus Utilization and Excretion in Pig Production. *J Environ Qual*, 29: 24-27.

- Pozzolo, O.; Cerana, J.; De Battista, J.J.; Wilson, M.; Rivarola, S.; Fontanini, P. 2003. Penetrometría en Vertisoles. Ajuste metodológico. En: 7o. Congreso Argentino de Ingeniería Rural (CADIR). Balcarce, Unidad Integrada Balcarce INTA-UNdMP. pp 4-8.
- Quartino, J.; Arce, G.; Roca, J.; Tajam, H. 1992. Sur, Mercosur, y después. Editorial Túpac Amaru. Uruguay. 145 p.
- Quintern, M. 2005. Integration of organic pig production within crop rotation. En: Organic pig production in free range systems. Edit por Sundrum y Weibmann. Landbauforschung Völkenrode (FAL Agricultural Research), Sonderheft (Special Issue) 281. pp. 31-34.
- Quintern, M.; Sundrum, A. 2006. Ecological risk of outdoor pig fattening in organic farming and strategies for their reduction. Agriculture, Ecosystems and Environment, 117. 238-250.
- R Development Core Team (2011). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Rachuonyo, H.; Pond, W.; McGlone, J. 2002. Effects of stocking rate and crude protein intake during gestation on ground cover, soil-nitrate concentration, and sow and litter performance in an outdoor swine production system. Journal of Animal Science, 80 (6): 1451-1461.
- Rachuonyo, H.A.; Allen, V. G.; McGlone, J.J. 2005. Behavior, preference for, and use of alfalfa, tall fescue, white clover, and buffalograss by pregnant gilts in an outdoor production system. J. Anim. Sci., 83: 2225-2234.
- Rachuonyo, H.A.; McGlone, J.J. 2007. Impact of outdoor gestating gilts on soil nutrients, vegetative cover, rooting damage, and pig performance. Journal of Sustainable Agriculture, 29 (3): 69-87.
- Ratto, S.; Alvelo, J.; Cosentino, D.; Giuffre, L.; Conti, M. 2004. Alteraciones en el ciclo biogeoquímico del Zn en argiudoles vérticos con distinto uso del suelo. Revista Científica Agropecuaria, 8 (2): 39-47.
- Rhine, E.D.; Sims, G.H.; Mulvaney, R.L.; Pratt, E.J. 1998. Improving the Berthelot reaction for determining ammonium in soil extracts and water. Soil Sci. Soc. Am. J., 62: 473-480.
- Rodríguez, E.F. 1993. Control de excretas en granja. Aspectos sanitarios de la contaminación de residuos. PORCI. Aula Veterinaria, 18: 19-28.
- Rodríguez, L.; Preston, T.R. 1997. Local feed resources and indigenous breeds: Fundamentals issues in integrated farming system. Livestock Research for Rural Development, 9 (2): 36-42. <http://www.lrrd.org/lrrd9/2/lylian92.htm> (consultado agosto 2011)
- Ruiz, M.; Capra, G. 1993. Situación y perspectivas de la tecnología en la producción porcina en el Uruguay. INIA, Uruguay. 52 p.
- Rydberg, I. 2001. Phosphorus as limiting factor for livestock density. En: Element balances as a sustainability tool. Workshop in Uppsala Marzo 16–17, 2001. JTI-rapport, Swedish Institute of Agricultural and Environmental Engineering. pp 59.

- Salomon, E.; Akerhielm, H.; Lindahl, C.; Lindgren, K. 2007. Outdoor pig fattening at two Swedish organic farms. Spatial and temporal load of nutrients and potential environmental impact. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 121 (4) 407-418.
- Salvo, L. 2009. Cambios en los contenidos y distribución del Carbono orgánico del suelo bajo distintas rotaciones agrícolas ganaderas y sistemas de laboreo. Estudio de las fracciones físicas de la materia orgánica y abundancia natural de ^{13}C . Tesis de Maestría en Ciencias Agrarias. Facultad de Agronomía. Montevideo. Uruguay. 76 p.
- Santa María, P. 2000. Producción porcina al aire libre. En: Anais do 5º Seminário Internacional de Suinocultura. 27 e 28 de setembro de 2000. SP, Brasil. pp. 108-115.
- Santos, R.H. 2002. Producción de cerdos en exterior. En: Simposio Nacional sobre el manejo de desechos orgánicos en granjas porcinas. Mérida, Yucatán. México. www.sian.info.ve/porcinos/publicaciones/simposio/10ronald.pdf (consultado agosto 2011)
- Santos R.H. y Sarmiento, F.L. 2005. Producción de cerdos en exterior en el trópico. En: VIII Encuentro de nutrición y producción de animales monogástricos. Venezuela. www.sian.info.ve/porcinos/publicaciones/encuentros/viii_encuentro/memorias/ronald.htm.
- Sawchik, J. 2000. Algunos conceptos básicos para el manejo del riego. Documento online N° 20. INIA La Estanzuela. <http://www.inia.org.uy/online/site/publicacion-ver.php?id=680>
- Sehested, J.; Sjøgaard, K. Danielsen, V.; Kristensen, V. 2000. Mixed grazing with sows and heifers: effects on animal performance and pasture. En: Ecological Animal Husbandry in the Nordic Countries. Proceedings from NJF-seminar No. 303. Horsens, Denmark 16-17 September 1999. (Eds.) Hermansen, Lund y Thuen. DARCOF, Report N° 2. pp 35-40.
- Scherer-Lorenzen, M.; Palmberg, C.; Prinz, A.; Schulze, E.-D. 2003. The role of plant diversity and composition for nitrate leaching in grasslands. *Ecology*, 84 (6): 1539-1552
- Sharpley, A.; B. Moyer. 2000. Phosphorus forms in manure and compost and their release during simulated rainfall. *J. Environ. Qual*, 29:1462-1469.
- Sommer, S.G.; Sjøgaard, H.T.; Møller, H.B.; Morsing, S. 2001. Ammonia volatilization from sows on grassland. *Atmospheric Environment*, 35: 2023-2032
- Sollins, P.; Homann, P.; Caldwell, B.A. 1996. Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma*, 74: 65-105.
- Šimek, M.; Bruček, P.; Hynst, J.; Uhlířová, E.; Petersen, S.O. 2006. Effects of excretal returns and soil compaction on nitrous oxide emissions from a cattle overwintering area. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 112: 186-191
- StataCorp. 2007. Stata Statistical Software: Release 10. College Station, TX: StataCorp LP.
- Steinfeld, H.; Gerber, P.; Wassenaar, T.; Castel, V.; Rosales, M.; de Haan, C. 2006. *Livestock's Long Shadow: environmental issues and options*. FAO/LEAD, Rome. 390 p.

- Stern, S.; Andresen, N. 2003. Performance, site preferences, foraging and excretory behaviour in relation to feed allowance of growing pigs on pasture. *Livestock Production Science*, 79: 257-265.
- Saunders, W.M.H.; Williams, E.G. 1955. Observations on the determination of total organic phosphorus in soil. *J. Soil Sci.*, 6: 254-267.
- Taboada, M.A. 2007. Efectos del pisoteo y pastoreo animal sobre suelos en siembra directa. 4° Simposio de Ganadería en Siembra Directa, Aapresid, Potrero de los Funes, San Luis, 71-83. En: http://www.produccion-animal.com.ar/suelos_ganaderos/49-efectos_pisoteo.pdf. (consultado agosto 2011)
- Terminiello, A.M.; Balbuena, R. H.; Draghi, L.M.; Claverie, J.A.; Palancar, T.C.; Jorajuría, D. 2004. Comportamento mecânico do solo sob tráfego em dois sistemas de preparo do solo. *Eng. Agríc., Jaboticabal*, 24 (1): 158-166.
- Thornton, K. 1990. Producción a la intemperie: retorno al futuro. *Industria Porcina*, 10: 6-9.
- Touchton, J.T.; Reeves, D.W.; Delaney, D.P. 1989. Tillage systems for summer crops following winter grazing. Proc. 1989 Southern Conservation Tillage Conference. Tallahassee, Florida, pp. 72-75. http://www.ars.usda.gov/SP2UserFiles/Place/64200500/csr/ResearchPubs/reeves/reeves_89b.pdf (consultado agosto 2011)
- Trimble, S.W.; Mendel, A.C. 1995. The cow as a geomorphic agent - A critical review. *Geomorphology*. (13): 233-253.
- Tripathi, S.; Kumari, S.; Chakraborty, A.; Gupta, A.; Chakrabarti, K; Bandyopadhyay, B.K. 2006. Microbial biomass and its activities in salt-affected coastal soils. *Biol Fertil Soils*, (42): 273-277.
- Troeh, F.R.; Thompson, L.M. 2005. *Soils and soil fertility*. Sixth edition. Blackwell Publishing. 489 p.
- Unger, P.W.; Kaspar, T.C. 1994. Soil Compaction and root grow: a review. *Agron. J.*, 86: 759-766.
- Urioste, J.; Vadell, A.; Barlocco, N. 2002. El cerdo Pampa-Rocha como recurso zoogenético en Uruguay. III Simposio Iberoamericano sobre la conservación de los recursos zoogenéticos locales y el desarrollo rural sostenible. Montevideo. Uruguay. 25-27 noviembre 2002.
- USDA, NRCS. Soil Quality Institute. 1999, Guía para la Evaluación de la Calidad y Salud del Suelo. <http://soils.usda.gov/sqi/assessment/files/KitSpanish.pdf> (consultado agosto 2011)
- Vadell, A.; Barlocco, N. 1995. Paridera "Tipo Rocha". Modelo de paridera diseñado para el sistema de producción porcina de Rocha. PROBIDES- Facultad de Agronomía. Serie "Producción Porcina" N°1. Uruguay. 8 p.
- Vadell, A.; Barlocco, N. 1997. Evaluación de Cerdas de la Raza Criolla Pampa: resultados preliminares. In: Instituto de Ciencia Animal. IV Encuentro sobre Nutrición de Animales Monogástricos. La Habana, Cuba, 8-11 de julio de 1997.

- Vadell, A. 1999. Producción de cerdos a campo en un sistema de mínimos costos. Producción de cerdos. V Encuentro sobre Nutrición y Producción de Animales Monogástricos. Maracay, Venezuela. pp. 54-67.
- Vadell, A.; Barlocco, N.; Franco, J.; Monteverde, S. 1999. Evaluación de una dieta restringida en gestación en cerdas de raza Pampa sobre pastoreo permanente. Universidad Central de Venezuela, Revista de Ciencias Veterinarias, 40 (3): 157-163.
- Vadell, A.; Barlocco, N.; Garín, D. 2003. Caracterización de los principales componentes de los sistemas de producción de cerdos a campo en Uruguay. III Encuentro Latinoamericano de Especialistas en Sistemas de Producción Porcina a Campo. Córdoba, Argentina. (INTA). En: <http://www.sian.info.ve/porcinos/publicaciones/encuentros/IIIencuentro/vadell.htm>
- Vadell, A.; Gómez, J. 2003. Resultados de ocho años en un sistema de cría de cerdos a campo de mínimos costos. En: III Encuentro Latinoamericano de Especialistas en Sistemas de Producción Porcina a Campo. Argentina. En: <http://www.sian.info.ve/porcinos/publicaciones/encuentros/IIIencuentro/antonio.htm> (consultado agosto 2011)
- Vadell, A. 2005. La producción de cerdos al aire libre en Uruguay. VIII Encuentro de Nutrición y Producción de Animales Monogástricos. Venezuela. En: <http://www.sian.info.ve/porcinos> (consultado agosto 2011)
- Vado, S. 1995. Monitoreo de indicadores de salud y producción en marranas gestantes bajo pastoreo en tres granjas del estado de Yucatán. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida. 82 p.
- Van der Mheen, H.; Spoolder, H.A.M. 2005. Designated rooting areas to reduce pasture damage by pregnant sows. Applied Animal Behaviour Science, 95: 133-142.
- Van der Mheen, H.; Vermeer, H. 2005. Outdoor pig farming in the Netherlands. En: Organic pig production in free ranges systems. Ed by Sundrum y Werbemann. Landbauforschung Völkenrode (FAL Agricultural Research). Sonderheft (Special Issue) 281. 41-44.
- VandenBygaart, A.; Gregorich, E.; Angers, D. 2003. Influence of agriculture management on soil organic carbon: a compendium and assessment of Canadian studies. Can. J. Soil Sci. 83: 363-380.
- Watson, C.A.; Atkins, T.; Bento, S.; Edwards, A.C.; Edwards, S.A. 2003. Appropriateness of nutrient budgets for environmental risk assessment: a case study of outdoor pig production. Europ. J. Agronomy, 20: 117-126.
- White, R.E. 2006. Principles and practice of soil science: the soil as a natural resource. Wiley-Blackwell. 363 p.
- Williams, J.R.; Chambers, B.J.; Hartley, A.R.; Ellis, S.; Guise, H.J. 2000. Nitrogen losses from outdoor pig farming systems. Soil Use and Management, 16 (4): 237-243.
- Williams, J. R.; Chambers, B.J.; Hartley, A. R.; Chalmers, A.G. 2005. Nitrate leaching and residual soil nitrogen supply following outdoor pig farming. Soil Use and Management, 21 (2): 245-252.

- Wichman, M. 2007. Impacts of waste from concentrated animal feeding operations on water quality. *Environ Health Perspect*, 115: 308-312.
- Windisch, W.; Broz, J.; Roth, F.X. 2003. Effect of microbial phytase on the bioavailability of zinc in piglet diets. En: *Proceedings of the Society of Nutrition Physiology*. Breves, G. Ed. Frankfurt/Main, Germany: DLG-Verlags GmbH, pp. 33.
- Wong, V.N.L.; Greene, R.S.B.; Murphy, B.W.; Dalal, R.; Mann, S. 2005. Decomposition of added organic material in salt-affected soils. En: Roach I.C. ed. *Regolith 2005 - Ten Years of CRC LEME*. CRC LEME, pp. 333-337.
- Worthington, T.R.; Danks, P.W. 1992. Nitrate leaching and intensive outdoor pig production. *Soil Use & Management*, 8 (2): 56-60.
- Yang, T.S. 2007. Environmental sustainability and social desirability issues in pig feeding. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences*, 20 (4): 605-614.
- Zamalvide, J.P. 1982. Dinámica y asimilabilidad del fósforo en los suelos. *Revista del Plan Agropecuario, Trabajos técnicos III. Anuario 1982*. pp. 25-35.
- Zervino, M.S; Morón, A. 2003. Macrofauna del suelo y su relación con propiedades físicas y químicas en rotaciones cultivos pasturas. In: *Serie Técnica N° 134. 40 años de rotaciones agrícolas-ganaderas*. INIA La Estanzuela. pp. 45-55.
- Zhou, D.; Hao, X.; Wang, Y.; Dong, J.; Cang, L. 2005. Copper and Zn uptake by radish and pakchoi as affected by application of livestock and poultry manures. *Chemosphere*, 59: 167-175.
- Zihlmann, U.; Weisskopf, P.; Menzi, H.; Ingold, U. 1997. Bodenbelastung durch Freiland Schweine. *Agrarforschung*, 4 (11-12): 459-462.