

Produção de suínos ao ar livre: avaliação de efeitos ambientais

Maria do Carmo Horta,
Escola Superior Agrária, Quinta Sra. de Mércules, 6000 Castelo Branco.
carmoh@esa.ipcb.pt

Resumo

O objectivo deste trabalho foi o de avaliar os efeitos ambientais decorrentes da produção de suínos ao ar livre, através da evolução das propriedades químicas do solo e da caracterização das águas de drenagem interna. O trabalho foi desenvolvido na unidade experimental de produção de suínos parqueados ao ar livre da Escola Superior Agrária de Castelo Branco.

Estabeleceu-se um plano de monitorização das propriedades do solo com base em colheitas com uma periodicidade bi-mensal. Analisaram-se os parâmetros: pH, C.E., C_o, P, K, bases de troca, Cu e Zn. A área de cada parque foi dividida em duas zonas, uma considerada mais suja que corresponde à área onde estão os comedouros e locais de dejectação, e outra mais limpa na restante área. O trabalho iniciou-se em Janeiro de 2005 e em Maio de 2006 efectuou-se uma amostragem georreferenciada ao solo em toda a área da unidade experimental. Instalaram-se cápsulas de recolha de lixiviados para caracterização química das águas de drenagem interna. Analisaram-se os parâmetros: pH, C.E., N-mineral, P total, Cu e Zn.

Os resultados obtidos após o primeiro ano levam a concluir que devido ao manejo e ao comportamento dos suínos existe uma elevada heterogeneidade nas propriedades do solo.

Verificou-se uma acumulação no solo de todos os elementos analisados, havendo zonas preferenciais de acumulação de nutrientes.

Nestas zonas, a capacidade de retenção do solo é excedida e o transporte de nutrientes nas águas de drenagem interna, nomeadamente N e P, em quantidades por vezes superior ao que é ambientalmente admissível acontece.

Aconselha-se uma alteração no manejo dos suínos e a continuação da monitorização da área no sentido de avaliar a eficácia das sugestões propostas.

1 - Introdução

A produção de suínos ao ar livre é actualmente uma alternativa à produção intensiva principalmente em zonas desfavorecidas. Tem como vantagens o facto de contar com o solo como o meio de deposição natural dos resíduos orgânicos produzidos, aliado a um baixo encabeçamento. Obtém-se assim um menor volume de efluente, relativamente à produção intensiva, e espera-se que o solo actue eficazmente como depurador, diminuindo o transporte de nutrientes para as águas subterrâneas e superficiais. Outras vantagens dizem respeito a um menor investimento, maior bem-estar dos animais e

melhor aceitação por parte dos consumidores (Verbeke e Viane, 2000; Watson et al., 2003). É assim considerada uma forma de produção mais amiga do ambiente, podendo no entanto, conduzir a efeitos ambientais negativos. Pode ser fonte de poluição difusa, por enriquecimento excessivo do solo em nutrientes, originando uma diminuição na qualidade das águas subterrâneas e contribuir para a eutrofização das águas superficiais (Quintern e Sundrum, 2006; Salomon et al., 2007; Zeng et al., 2006; Watson et al., 2003).

O objectivo deste trabalho foi o de avaliar os efeitos ambientais decorrentes da produção de suínos ao ar livre através da evolução das propriedades químicas do solo e da caracterização das águas de drenagem interna, na unidade experimental de produção de suínos parqueados ao ar livre da Escola Superior Agrária de Castelo Branco.

2 - Material e métodos

O trabalho foi desenvolvido na unidade experimental de produção de suínos ao ar livre, situada na quinta da Escola Superior Agrária de Castelo Branco (ESA-CB) – Portugal. Consta de uma área de montado de sobreiro (*Quercus suber* L.) de 2.8 ha e está dividida em 6 parques. Os animais encontram-se distribuídos por estes parques de acordo com a idade, estado fisiológico, sexo e raça. Assim, existe um parque para leitões (engorda), quatro para porcas reprodutoras (gestantes e lactantes) e um parque para varrascos. As raças em estudo são: Alentejana e Bízara. O encabeçamento é de 1 273 m²/animal adulto: 10 porcas e um varrasco de raça Alentejana, 10 porcas e um varrasco de raça Bízara. Quanto às condições

climáticas da região a temperatura média é de 15 °C, com temperaturas máximas mensais de 33 °C e mínimas mensais de 3 °C. A precipitação anual é de 734 mm, e a insolação de 2 790 h (Horta e Nunes, 2006). O solo onde se instalou a unidade experimental é um cambisol districo (FAO, 1998). O declive dos parques varia entre os 5 e os 30 % com um valor médio de 14% (Figura 1). Antes da instalação da unidade experimental foi caracterizado o solo, quanto ao seu teor em carbono orgânico (C_{org}), azoto total (N), fósforo e potássio “assimiláveis” (P e K), bases de troca (Ca, Mg, Na e K), metais pesados cobre e zinco (Cu e Zn), pH e condutividade eléctrica (C.E.). O nível inicial destes elementos constituiu o nível base de referência deste solo. O início do projecto foi em Janeiro de 2005. Estabeleceu-se um plano de monitorização desta área que consta de amostragens do solo, com periodicidade bi-mensal e da caracterização de águas lixiviadas. A colheita de terra iniciou-se em Maio analisando-se os parâmetros acima referidos. A nomenclatura utilizada foi a de denominar os parques de 1 a 6 (ex: P1...P6), em que o parque P1 é o dos varrascos e o P6 é o dos leitões, sendo os outros ocupados pelas fêmeas (Figura 1).

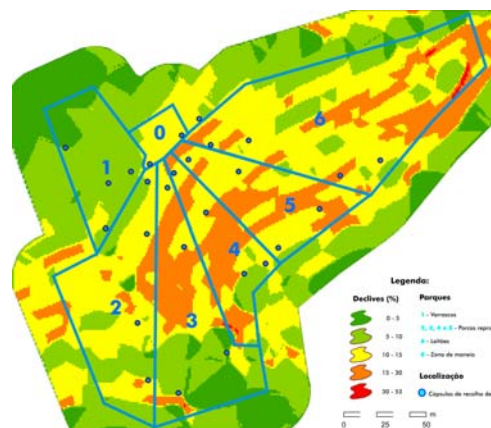


Fig. 1 - Mapa da unidade experimental com a localização dos parques e o declive.

Consideraram-se em cada parque duas zonas de colheita de terra. Uma mais suja, que corresponde à zona onde os animais comem e efectuam os seus dejectos (S) e outra mais limpa (L) na restante área. A colheita de amostras de terra foi efectuada a 0,20 m de profundidade por meio de uma amostra compósita de cada zona.

Para a recolha da água de drenagem interna (lixiviados), instalaram-se a 0,60 m de profundidade cápsulas de recolha de lixiviados. Colocaram-se 4 cápsulas por cada parque, duas na zona considerada mais suja e as outras duas

na restante zona (ex: P1S1, P1S2, P1L1; P1L2). A água lixiviada foi recolhida após a ocorrência de precipitação. Nesta amostra foi quantificado o azoto na forma mineral (NH_4^+ e NO_3^-), o fósforo total (Pt), o pH, a CE, o Cu e Zn em solução. O volume de água recolhido foi por vezes insuficiente para a quantificação de todos os parâmetros referidos. Optou-se por quantificar sempre o azoto mineral e quando possível também os outros elementos.

Na tabela 1 apresentam-se as metodologias analíticas e as unidades dos diversos parâmetros avaliados.

Tab 1 - Parâmetros avaliados no solo e lixiviados e respectiva metodologia analítica.

Parâmetros	Metodologia	Unidades
Solo		
pH	Potenciometria; eléctrodo de vidro; suspensão de terra em água 1:2,5	
Condutividade eléctrica	Conductímetro; suspensão de terra em água 1:5	dS m^{-1} ($\mu\text{S cm}^{-1}$)
Carbono orgânico	Walkley e Black	g kg^{-1}
Azoto total	Metodo de Kjeldahl	g kg^{-1}
Fósforo "assimilável"	Egnér et al.(extracção), colorimetria por espectrofotometria de absorção molecular (doseamento)	mg kg^{-1}
Potássio "assimilável"	Egnér et al. (extracção), fotometria de chama (doseamento)	mg kg^{-1}
Bases de troca (Ca, mg, Na e K)	Soluçãp molar de acetato de amónio tamponizado a pH 7,0 (extracção), leitura em absorção atómica (doseamento)	$\text{Cmol}_{(+)} \text{kg}^{-1}$
Metais pesados: Cu e Zn	Método de DTPA_TEA (Lindsay e Norvell, 1978).	mg kg^{-1}
Lixiviados		
pH	Potenciometria; eléctrodo de vidro	
Condutividade eléctrica	Conductímetro	dS m^{-1} ($\mu\text{S cm}^{-1}$)
NH_4^+ e NO_3^-	Standardt Methods, 1980	mg L^{-1}
Fósforo total	Digestão com persulfato em autoclave e doseamento por, colorimetria em espectrofotometria de absorção molecular	mg L^{-1}
Cu e Zn em solução (após centrifugação com uma aceleração de $\sim 9000 \text{ m s}^{-2}$ durante 10 minutos).	Leitura directa em espectrofotometria absorção atómica	mg L^{-1}

3-Resultados e discussão

Os resultados obtidos em 2005 e 2006 relativamente à evolução das propriedades do solo e caracterização de lixiviados na unidade experimental de produção de suínos ao ar livre da ESA-CB apresentam-se de seguida.

3.1- Propriedades do solo

O solo da unidade experimental é de textura média, ácido e pobre em matéria orgânica e em fósforo. Tem um teor elevado em potássio, baixo em bases de troca e um teor baixo a médio em Cu e Zn. A condutividade eléctrica é também baixa (Tabela 2).

Tab 2 - Características químicas iniciais do solo da unidade experimental.

C _o g kg ⁻¹	N g kg ⁻¹	pH	CE μS cm ⁻¹	P mg kg ⁻¹	K mg kg ⁻¹
8,1	0,98	5,1	46,7	9	111
Ca Cmol(+)kg ⁻¹	Mg Cmol(+)kg ⁻¹	Na Cmol(+)kg ⁻¹	K Cmol(+)kg ⁻¹	Cu mg kg ⁻¹	Zn mg kg ⁻¹
0,35	0,085	0,011	0,048	0,43	0,39

Após um ano, verifica-se que os valores médios da condutividade eléctrica do solo permanecem baixos, mas há um aumento considerável nalguns parques e uma variabilidade também elevada. O pH do solo e o teor em C_o apresentam uma tendência para aumentar (Tabela 3).

Tab 3 - Valores médios no solo da condutividade eléctrica, pH e carbono orgânico (Maio 2005 a Abril de 2006; n=8).

Parcela	CE μS cm ⁻¹	dp	CV (%)	pH	dp	CV (%)	C _o g kg ⁻¹	dp	CV (%)
Solo inicial	46,7	0,0		5,1			8,08		
P1S	46,1	12,8	28	6,0	0,4	7,0	14,36	2,41	17
P1L	67,9	20,0	29	6,2	0,5	7,3	11,67	2,91	25
P2S	71,9	47,8	66	5,9	0,2	2,9	12,72	2,70	21
P2L	71,0	73,0	103	5,8	0,5	7,8	13,81	5,67	41
P3S	104,5	37,8	36	5,7	0,3	5,1	14,79	3,71	25
P3L	98,2	150,2	153	5,9	0,4	7,5	11,15	2,44	22
P4S	97,1	39,9	41	5,7	0,2	4,0	11,73	2,09	18
P4L	92,8	70,7	76	6,0	0,4	5,9	12,23	2,96	24
P5S	68,4	41,4	60	5,9	0,2	3,2	14,54	3,44	24
P5L	51,6	16,5	32	6,2	0,4	5,7	11,32	1,12	10
P6S	132,0	57,7	44	6,1	0,3	5,4	15,70	4,59	29
P6L	57,3	34,0	59	5,8	0,1	2,4	15,20	5,53	36
CV (%)	32*		61**	3		5	12		24
Max.	156,3			6,8			25,5		
Min.	17,7			5,0			8,1		

dp- desvio padrão; CV- coeficiente de variação; *-coeficiente de variação dos valores médios, **-média dos coeficientes de variação; Max e Min. valores máximo e mínimo observados.

Quanto às bases de troca observa-se que o valor médio é superior ao valor inicial do solo para qualquer das bases de troca (Tabela 4).

Esta observação está de acordo com o aumento também observado no pH e na CE do solo.

Tab 4 - Valores médios no solo das bases de troca (Maio 2005 a Abril de 2006; n=8).

Parcela	Ca ²⁺	dp	CV (%)	Mg ²⁺	dp	CV (%)	Na ⁺	dp	CV (%)	K ⁺	dp	CV (%)
Solo inicial	0,35	0	0	0,085	0	0	0,011	0	0	0,048	0	0
P1S	4,87	0	0	0,911	0	0	0,156	0	0	0,860	0	0
P1L	2,99	2,91	98	0,718	0,828	115	0,026	0,028	109	0,300	0,337	112
P2S	2,49	2,79	112	0,458	0,626	136	0,044	0,052	120	0,373	0,539	144
P2L	1,24	1,24	100	0,297	0,415	140	0,010	0,013	141	0,243	0,338	139
P3S	2,60	2,99	115	0,313	0,346	111	0,023	0,024	105	0,504	0,655	130
P3L	2,03	2,27	112	0,332	0,407	123	0,009	0,006	73	0,295	0,383	130
P4S	2,00	1,99	99	0,324	0,339	104	0,056	0,037	66	0,394	0,427	109
P4L	2,04	1,94	95	0,329	0,370	112	0,018	0,012	70	0,402	0,518	129
P5S	3,03	3,88	128	0,450	0,555	123	0,066	0,072	110	0,468	0,558	119
P5L	2,78	3,24	117	0,515	0,651	126	0,012	0,009	74	0,295	0,388	132
P6S	3,54	4,48	126	0,594	0,747	126	0,041	0,037	91	0,567	0,719	127
P6L	1,98	2,25	113	0,485	0,681	140	0,028	0,035	124	0,316	0,448	142
CV (%)	36		110	39		113	100		98	41		128
Max.	8,72			1,457			0,156			1,395		
Min.	0,49			0,070			0,001			0,039		

Nas Figuras 2 a 5 pode-se observar que ao longo do tempo houve um aumento (acumula-

ção das bases de troca no solo, apesar da sua elevada variabilidade temporal (CV > 100 %).

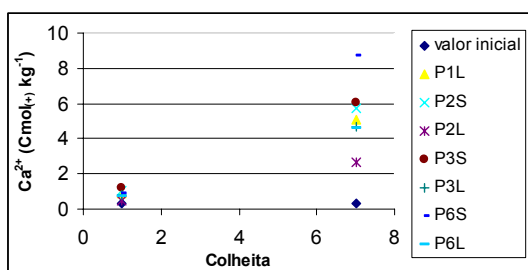


Fig. 2 - Teor em cálcio de troca no solo em Maio de 2005 e em Fevereiro de 2006

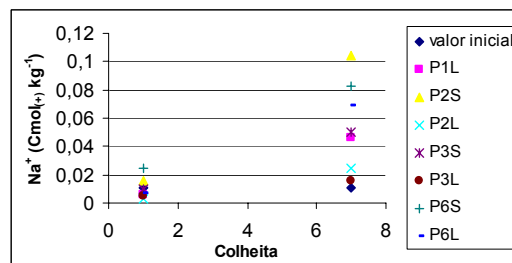


Fig. 4 - Teor em sódio de troca do solo em Maio de 2005 e em Fevereiro de 2006

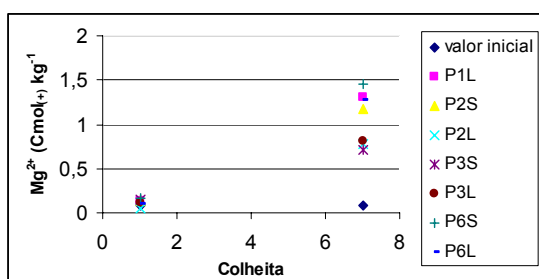


Fig. 3 - Teor em magnésio de troca do solo em Maio de 2005 e em Fevereiro de 2006

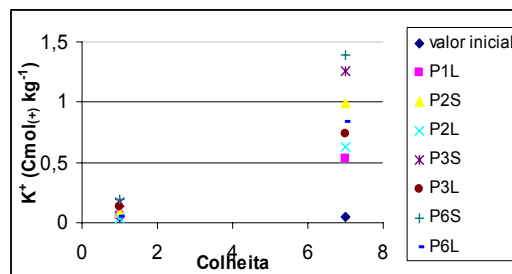


Fig. 5 - Teor em potássio de troca do solo em Maio de 2005 e em Fevereiro de 2006.

À semelhança dos outros parâmetros observa-se uma acumulação no solo em fósforo, potássio e azoto. Este aumento provém essencialmente dos excrementos dos animais e de restos de ração. O valor mais elevado de fósforo observa-se na zona mais suja do parque dos leitões (P6S). É de realçar o aumento do teor

em fósforo no solo, que passou de um nível baixo para um nível muito alto nalguns locais da unidade experimental. Os valores mais elevados de K observam-se nos parques das fêmeas reprodutoras e no dos leitões. O valor médio em azoto total praticamente duplica e apresenta valores semelhantes nos diversos parques (Tabela 5).

Tab 5 - Valores médios no solo do fósforo, potássio e azoto total (Maio 2005 a Abril de 2006; n=8).

Parcela	P mgkg ⁻¹	dp	CV (%)	K mgkg ⁻¹	dp	CV (%)	N-total g kg ⁻¹	dp	CV (%)
Solo inicial	9			111			0,98		
P1S	29	16	57	177	31	18	1,60	0,32	20
P1L	37	26	71	185	78	42	1,40	0,61	43
P2S	21	9	43	139	32	23	1,44	0,36	25
P2L	11	4	43	111	28	25	1,55	0,64	41
P3S	28	17	61	223	125	56	1,86	0,68	37
P3L	11	2	22	132	45	34	1,42	0,54	38
P4S	28	12	43	189	43	23	1,43	0,43	30
P4L	23	18	75	256	179	70	1,43	0,27	19
P5S	44	25	58	200	81	41	1,89	0,68	36
P5L	16	8	47	163	65	40	1,40	0,22	15
P6S	63	46	73	228	106	47	1,85	0,54	29
P6L	22	14	62	161	110	68	1,84	0,65	35
CV (%)	53		55	24		41	14		38
Max.	89			564			3,07		
Min.	4			83			0,78		

A diferença entre os valores máximo e mínimo observados bem como os valores dos coeficientes de variação, levam a concluir que existe uma elevada variabilidade, tanto temporal como espacial nos diversos parques. A elevada variabilidade espacial em cada parque é explicada pelo comportamento dos suínos. Estes têm zonas preferenciais para dejectação (Salomon e tal., 2007; Watson et al., 1998) e preservam a restante zona limpa para descanso. Deste modo, criam-se zonas pontuais de acumulação de nutrientes com valores suficientemente elevados, que indicam um risco elevado de efeitos ambientais negativos. Estes efeitos dizem respeito ao transporte da poluição para águas subterrâneas (diminuição da sua qualidade), águas superficiais

(risco de eutrofização) e de contaminação do solo na área adjacente à unidade experimental. Nas zonas de maior acumulação de nutrientes verifica-se que o azoto total no solo triplicou (relativamente ao valor máximo) e o fósforo aumentou cerca de 10 vezes (Tabela 5). Estes valores estão dentro dos referidos por outros autores em áreas sujeitas à produção de suínos ao ar livre (Basset-Mens et al., 2006; Basset-Mens e van der Werf, 2005; Quintern e Sundrum, 2006; Salomon et al., 2007; Zeng e tal., 2006; Watson e tal., 2003).

A variabilidade temporal é devida principalmente ao transporte da camada superficial do solo por erosão na época mais chuvosa, processo que é facilitado pelo declive dos parques.

Os teores em metais pesados Cu e Zn mantêm-se próximo do valor inicial do solo, excepto para o Zn no parque dos leitões (P6S) que apresenta um valor médio considerado elevado.

Este aumento poderá ser devido à composição da ração e ao metabolismo dos leitões, que nesta fase do seu desenvolvimento fisiológico poderão excretar uma proporção elevada do Zn ingerido (Tabela 6).

Tab 6 - Valores médios de cobre e zinco (Maio 2005 a Abril de 2006; n=8).

Parcela	Cu mgkg ⁻¹	dp	CV (%)	Zn mgkg ⁻¹	dp	CV (%)
Solo inicial	0,43			0,39		
P1S	0,42	0,03	7	0,59	0,27	47
P1L	0,42	0,10	23	0,48	0,22	46
P2S	0,44	0,19	43	0,41	0,29	71
P2L	0,36	0,15	42	0,14	0,06	41
P3S	0,40	0,11	28	0,52	0,28	53
P3L	0,37	0,05	15	0,27	0,11	41
P4S	0,43	0,11	25	0,44	0,21	48
P4L	0,44	0,05	12	0,29	0,12	41
P5S	0,42	0,08	18	0,65	0,37	56
P5L	0,40	0,10	26	0,26	0,07	27
P6S	0,56	0,12	22	1,48	0,93	63
P6L	0,48	0,08	17	0,52	0,18	35
CV (%)	12		23	68		48
Max.	0,65			2,32		
Min.	0,22			0,18		

Em Maio de 2006 efectuaram-se recolhas de amostras de terra georreferenciadas, as figu-

ras 6 e 7 ilustram a distribuição espacial do Co e P na unidade experimental.

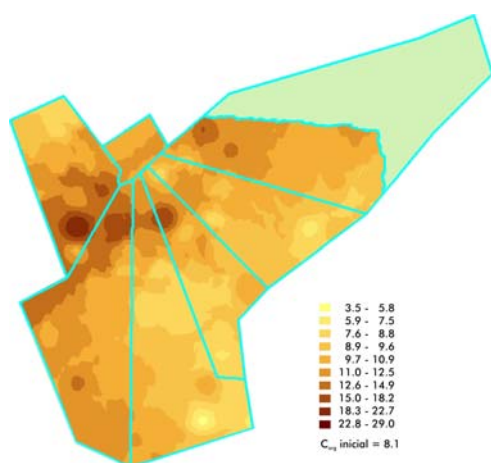


Figura 6 - Mapa da concentração em carbono orgânico na unidade experimental de produção de suínos ao ar livre em Maio de 2006.

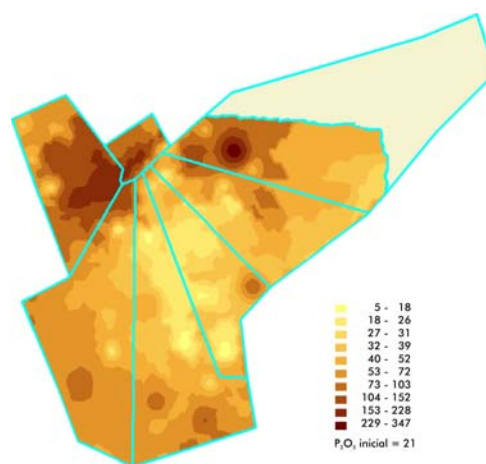


Figura 7 - Mapa da concentração em fósforo (P₂O₅, mg kg⁻¹) na unidade experimental de produção de suínos ao ar livre em Maio de 2006.

De acordo com o referido anteriormente, constata-se que a variabilidade espacial é elevada, com as zonas de maior concentração de nutrientes junto aos locais de alimentação e de dejectação. Observa-se ainda uma acumulação de C_o e de P na zona exterior adjacente à unidade experimental, o que indica transporte por erosão da zona superficial do solo dos parques.

3.2- Análise de águas lixiviadas

As águas lixiviadas apresentam um pH próximo da neutralidade o que poder ser o resultado de alguma lixiviação de bases uma vez que no solo se observa acumulação de bases de troca.

O valor médio da C.E. apresenta alguma variabilidade, denotando diferenças acentuadas na composição dos lixiviados. A C.E. varia desde um valor mínimo de $0,152 \text{ dSm}^{-1}$ até $2,2 \text{ dS m}^{-1}$ (Tabela 7), este último indica uma água de drenagem moderadamente salina.

Os valores da concentração em NH_4^+ e NO_3^- das águas lixiviadas (Tabela 8) é muito variável e é inferior ao valor máximo recomendado para a qualidade de uma água de abastecimento público (Dec.-Lei 236/98) no que diz respeito aos nitratos ($<25 \text{ mg L}^{-1}$) mas relativamente ao NH_4^+ os valores são superiores ao valor máximo recomendado e ao valor máximo admissível ($0,05$ e $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ respectivamente). A quantidade total de azoto

Tab 7 - Valores médios ($n=6$) nas águas lixiviadas do pH e condutividade eléctrica.

Amostra / parcela	pH	dp	CV (%)	C.E. $\mu\text{S cm}^{-1}$	dp	CV (%)
P1S1	6,5	0,7	11	347,5	68,3	20
P1S2	6,8	0,8	11	297,7	55,9	27
P1L1	6,7	0,7	11	319,5	167,9	53
P1L2	5,9	0,7	12	884,0	233,4	26
P2S1	5,9	1,0	17	1077,2	457,9	43
P2S2	6,5	0,8	12	191,5	23,4	12
P2L1	5,9	1,0	17	272,8	26,4	10
P2L2	6,5	0,8	13	382,0	20,3	5
P3S1	6,0	1,0	16	224,0	60,6	27
P3S2	5,8	1,0	18	1001,0	728,2	73
P3L1	6,4	0,8	12	489,2	468,3	96
P3L2	6,9	0,7	9	262,3	42,4	16
P4S1	6,0	0,8	13	1131,5	158,6	14
P4S2	7,0	0,7	10	427,6	201,4	47
P4L1	6,8	0,6	9	223,0	22,5	10
P4L2	6,4	0,4	5	590,0	175,3	30
P5S1	6,6	0,3	4	1107,7	126,6	11
P5S2	6,9	0,8	11	198,4	66,4	33
P5L1	6,6	0,8	13	251,8	39,1	16
P5L2	6,5	0,8	12	280,0	25,9	9
P6S1	6,7	0,6	8	671,0	326,1	49
P6S2	7,2	0,6	8	1836,4	356,7	49
P6L1	7,1	0,8	11	252,5	25,4	10
P6L2	6,8	0,8	11	353,8	26,9	8
CV (%)	6		12	78		28
Max.	8,1			2160		
Min.	4,5			152		

Tab 8 - Valores médios (n=6) nas águas lixiviadas do azoto mineral.

Amostra / parcela	NH ₄ ⁺ mg L ⁻¹	dp	CV (%)	NO ₃ ⁻ mg L ⁻¹	dp	CV (%)
P1S1	0,85	0,32	37	9,2	7,1	77
P1S2	0,46	0,30	66	4,0	2,8	70
P1L1	2,92	3,34	115	3,9	2,8	71
P1L2	3,34	2,01	60	2,4	2,2	91
P2S1	2,54	2,07	81	3,5	3,6	104
P2S2	0,84	0,47	55	4,0	1,7	43
P2L1	1,11	0,37	34	3,6	1,7	46
P2L2	0,72	0,27	38	5,5	4,4	80
P3S1	0,81	0,51	63	5,6	3,5	63
P3S2	1,88	1,07	57	6,4	6,7	104
P3L1	1,14	0,79	69	6,9	3,5	51
P3L2	0,61	0,39	65	6,2	1,4	23
P4S1	7,46	3,37	45	3,6	2,4	65
P4S2	0,57	0,35	61	3,1	0,7	24
P4L1	1,03	0,46	45	4,3	3,4	79
P4L2	1,26	0,1	8	3,2	0,7	22
P5S1	12,01	1,52	13	3,3	1,2	38
P5S2	0,88	0,47	53	5,7	4,8	85
P5L1	1,14	0,17	15	2,9	1,1	36
P5L2	0,81	0,22	28	4,9	2,8	56
P6S1	1,36	0,44	32	6,0	1,8	30
P6S2	15,13	3,40	22	4,4	2,6	60
P6L1	1,44	0,91	63	5,7	1,2	22
P6L2	1,0	0,43	43	7,1	1,1	15
CV (%)	146		49	34		57
Max.	21,6			20,4		
Min.	0,28			0,63		

mineral potencialmente lixiviável é de 16 kg de N por ha em média (Tabela 9).

Tab 9 - Quantidade total de azoto mineral lixiviado (kg N / ha).

	Máximo	Mínimo	Médio
N-NH ₄ ⁺	66,8	1,4	9,8
N-NO ₃ ⁻	17,7	2,7	6,0
N-mineral	84,5	4,1	15,8

Setembro de 2005 a Maio de 2006

Verifica-se no entanto uma elevada heterogeneidade na perda potencial de N-mineral, desde um máximo de 85 kg N ha⁻¹ até 4 kg de N. Esta heterogeneidade ocorre devido à acumulação preferencial de nutrientes em deter-

minadas zonas dos parques, como anteriormente foi referido. Estes valores foram calculados a partir do produto da quantidade total de água infiltrada pelo valor médio de azoto mineral lixiviado por parque e zona de colheita. O teor em P total apresenta também uma elevada variabilidade e em quase todos os parques apresenta valores > 0,1 mg L⁻¹. Este valor é considerado um valor crítico na água de drenagem interna para a qualidade das águas subterrâneas no que diz respeito ao risco de contribuir para a eutrofização das águas superficiais. O teor em Cu e Zn é muito baixo reflectindo a também baixa concentração no solo (Tabela 10).

Tab 10 – Valores médios nas águas lixiviadas em Fósforo total (n=4) e em Cu e Zn (n=1).

Amostra / parcela	Pt mg L ⁻¹	dp	CV (%)	Cu mg L ⁻¹	Zn mg L ⁻¹
P1S1	0,008	0,005	59	< 0,001	0,005
P1S2	0,017	0,022	129	< 0,001	nd
P1L1	0,019	0,013	71	< 0,001	0,011
P1L2	0,193	0,137	71	< 0,001	0,018
P2S1	0,037	0,042	114	< 0,001	0,004
P2S2	0,03	0,019	65	< 0,001	0,002
P2L1	0,012	0,012	99	< 0,001	0,013
P2L2	0,006	0		< 0,001	0,027
P3S1	0,013	0,005	36	< 0,001	0,004
P3S2	0,016	0,014	90	0,012	0,03
P3L1	0,007	0,006	80	< 0,001	0,006
P3L2	0,052	0,065	125	0,001	0,005
P4S1	0,07	0,048	69	< 0,001	0,011
P4S2	2,698	1,953	72	-	nd
P4L1	0,232	0,161	69	-	nd
P4L2	0,176	0,178	101	-	-
P5S1	0,204	0		-	-
P5S2	0,270	0,188	70	< 0,001	nd
P5L1	0,067	0,034	51	-	-
P5L2	0,165	0,029	17	-	-
P6S1	0,173	0,031	18	< 0,001	0,021
P6S2	0,176	0,168	96	0,002	nd
P6L1	0,024	0,015	64	0,002	0,007
P6L2	0,011	0,010	84	< 0,001	0,009
CV (%)	277		75	-	-
Max.	4,08				
Min.	0,003				

4 - Conclusões

Os resultados obtidos após o primeiro ano permitem-nos concluir o seguinte: i) os níveis no solo de todos os parâmetros analisados aumentaram acentuadamente e ii) a variabilidade destes parâmetros é elevada espacial e temporalmente, existindo zonas de acumulação preferencial de nutrientes. A acumulação no solo de elementos minerais é fortemente influenciada pelo manejo dos suínos e pela precipitação. A intensidade da precipitação e o declive dos parques favorece o arrastamento da zona superficial mais contaminada, para zonas de menor declive. A acumulação no solo de matéria orgânica (nomeadamente N) e de fósforo, acima da sua capacidade de retenção, parece-nos particularmente

importante e reflecte-se na composição das águas lixiviadas. A sua concentração em P é por vezes superior à considerada admissível em termos de risco de eutrofização das águas superficiais. A concentração em N mineral das águas lixiviadas é por vezes próxima ou superior ao valor máximo recomendado para águas de abastecimento público, influenciado negativamente a qualidade das águas subterrâneas. Por este motivo somos de opinião, que se devem introduzir algumas alterações no manejo dos suínos nesta unidade experimental, nomeadamente: i) testar diferentes arraçoamentos (tipo e quantidade) no sentido de otimizar o uso do fósforo na alimentação animal e diminuir as entradas de outros nutrientes no

sistema, ii) cultivar os parques com vista a diminuir a concentração em nutrientes no solo, através da absorção pelas plantas, e contribuir (complementar) para a alimentação dos suínos e iii) periodicamente alterar a localização dos comedouros e efectuar uma rotação mais equilibrada dos animais pelos parques de forma a evitar pontos de acumulação de nutrientes.

Agradecimentos: Este trabalho foi financiado pelo projecto AGRO nº 254 “Produção de Suínos ao Ar Livre - Unidade de Demonstração”. Agradece-se ao Doutor Armando Ferreira e ao Eng. Filipe Afonso a disponibilização da cartografia georreferenciada e o processamento geoestatístico dos resultados analíticos.

5 - Referências bibliográficas

- Basset-Mens C. e van der Werf H. M. G. (2005). Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **105**:127-144.
- Basset-Mens C., Anibar L., Durand P., van der Werf H. M. G. (2006). Spatialised fate factors for nitrate in catchments: Modelling approach and implication for LCA results. *Science of the Total Environment*, **367**:367-382.
- Decreto-Lei 236/98 de 1 de Agosto, *DR 1ª Série-A* - Lei da Qualidade da Água.
- Egnér H., Riehm H. e Domingo W.R. (1960). Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Boden: II. Chemische Extraktionsmethoden zur Phosphor- und Kaliumbestimmung. *Kunglia Lantbrukshogskolans Annaler* **26**:199-215.
- FAO, Isric, Isss (1998). World Reference Base for Soil Resources. FAO, Rome.
- Horta M.C. e Nunes J. (2006). *Dados Climáticos Referentes ao Período 1986-2005. Posto Meteorológico da Escola Superior Agrária de Castelo Branco*. Escola Superior Agrária, Castelo Branco.
- Kjeldahl J. 1883. Neue Method zur Bestimmung des Stickstoffs in organischen Korpern. *Z. Anal. Chem.* **22**:366-382.
- Lindsay W.L. e Norvell W.A. (1978). In: Sparks D.L. (Ed.), 1996, Copper and Zinc, Chapter 26, SSSA Book Series:5, *Methods of Soil Analysis, Part 3-Chemical methods*.
- Quintern M e Sundrum A. (2006). Ecological risks of outdoor pig fattening in organic farming and strategies for their reduction _ Results of a field experiment in the centre of Germany. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **117**:238-250.
- Salomon E., Akerhielm H., Lindahl C. e Lingdren K. (2007). Outdoor pig fattening at two Swedish organic-farms _ Spatial and temporal load of nutrients and potential environmental impact. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **121**:407-418.
- Standard Methods 1980. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, American Water works Association, water Pollution Control Federation. Washington D.C.
- Watson C.A., Anssems E., Kuhne B., Scolzel Y. e Edwards S.A. (1998). Assessing the nitrogen pollution risk from outdoor pig systems. In: Petchey T., D’Arcy B., Frost A. (eds.), *Diffusive Pollution in Agriculture II*. SAC, Aberdeen, pp 230-235.
- Watson C.A., Atkins T., Bento S., Edwards A.C. e Edwards S.A. (2003). Appropriateness of nutrient budgets for environmental risk assessment: a case study of outdoor pig production. *European Journal of Agronomy*, **20**:117-126.
- Verbeke W. e Viane J.C. (2000). Ethical challenges for livestock production: meeting consumer concerns about meat safety and animal welfare. *Journal of Agriculture and Environmental Ethics*, **12**:141-151.
- Zeng Y., Hong H.S., Cão W.Z. e Chen N.W. (2006). Evaluation of nitrogen balance on pig/crop farm systems in Jiulong River watershed, China. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, **9**(1):21-26.