

Guilherme Montandon Chaer

Introdução

A qualidade do solo é vital para a produção sustentável de alimentos e fibras e para o equilíbrio geral do ecossistema. Manter ou aumentar a qualidade dos solos pode prover uma série de benefícios econômicos e ambientais. Por exemplo, solos de alta qualidade são produtivos, pois permitem uma alta eficiência da utilização de água e nutrientes pelas culturas. Adicionalmente, o manejo adequado do solo promove a melhoria na qualidade da água e do ar via a redução da erosão, lixiviação de contaminantes e da emissão de gases de efeito estufa. A mensuração desses benefícios, no entanto, pressupõe a existência de um método ou índice que permita acessar e monitorar a qualidade dos solos manejados de forma a permitir a discriminação de sistemas sustentáveis daqueles não sustentáveis.

No entanto, a avaliação da qualidade do solo não é uma tarefa simples. O solo é um corpo complexo com inúmeros processos físicos, químicos e biológicos os quais estão em constante fluxo, são heterogêneos em natureza, e que muitas vezes são de difícil mensuração (KELTING et al., 1999). Além disso, existe uma enorme diversidade de tipos de solo, os quais podem ser submetidos a uma multiplicidade de usos. Essas dificuldades aumentam ainda mais quando se considera a atual definição de qualidade do solo, sumarizada como a capacidade do solo de desempenhar uma série de funções produtivas e ambientais (LARSON; PIERCE, 1991; DORAN; PARKIN, 1994). Em consequência desses aspectos, definir um padrão de qualidade universal para os solos não é possível. Apesar dessas

dificuldades, várias estratégias têm sido propostas para calcular um Índice de Qualidade do Solo (IQS) como meio de derivar uma expressão numérica para a qualidade geral dos solos (DORAN; PARKIN, 1994; KARLEN; STOTT, 1994; WANG; GONG, 1998; HULUGALLE et al., 1999; ISLAM; WEIL, 2000; ANDREWS; CARROLL, 2001). Esses modelos têm sido aplicados para avaliar os efeitos de diferentes usos do solo (FU et al., 2004; REZAEI et al., 2005), e de práticas de manejo a exemplo do preparo do solo (HUSSAIN et al., 1999; CHAER, 2001; DIACK; STOTT, 2001; CAMBARDELLA et al., 2004), da aplicação de resíduos culturais e adubos orgânicos (KARLEN; STOTT, 1994; ANDREWS; CARROLL, 2001; LEE et al., 2006), da comparação de sistemas de produção convencional versus orgânico (GLOVER et al., 2000; ANDREWS et al., 2002a; ANDREWS et al., 2002b), e de programas de recuperação de áreas degradadas (WANG; GONG, 1998). Em comum, todos os modelos propostos incluem três passos principais para produzir o IQS: (1) a seleção de um conjunto mínimo de propriedades físicas, químicas ou biológicas designadas como indicadores de qualidade do solo; (2) a definição de um sistema de pontuação para interpretar a adequabilidade dos valores do indicador e transformá-los para uma escala comum, e (3) a combinação das pontuações dos indicadores para produzir o índice.

Neste capítulo são apresentados os principais métodos propostos para avaliar a qualidade do solo a partir de informações de um conjunto de indicadores físicos, químicos e biológicos. Uma ênfase maior é dada aos modelos de IQS em razão do seu crescente uso e das várias dificuldades a serem ainda transpostas para a sua aplicação em larga escala como ferramenta de avaliação e monitoramento da qualidade dos solos.

Estado da arte

Modelos de IQS

Modelos para o cálculo de Índices de Qualidade do Solo (IQS) evoluíram a partir de modelos desenvolvidos para acessar o potencial produtivo dos solos. Esses modelos usavam uma combinação de

informações tanto subjetivas quanto empíricas, que relacionavam propriedades do solo com medidas de produtividade. Por exemplo, Kiniry et al. (1983) propuseram um modelo multiplicativo para gerar um índice de produtividade (PI), o qual descrevia o relacionamento entre produtividade vegetal e cinco propriedades do solo, conforme a equação 1:

$$PI = \sum_{i=1}^r (A \times B \times C \times D \times E \times RI)_i \quad (1)$$

Onde:

A, *B*, *C*, *D* e *E* são os valores de suficiência para água disponível, aeração, densidade do solo, pH e condutividade elétrica e *RI* é o peso baseado na distribuição de raízes ideal em cada horizonte *i* do solo.

O termo “suficiência” refere-se ao crescimento ótimo da raiz. Assim, esse modelo assume que a produtividade vegetal é primariamente dependente do crescimento ótimo das raízes e que a distribuição vertical das mesmas é geneticamente controlada e totalmente expressa sob condições ótimas de solo. Vários índices de produtividade alternativos foram desenvolvidos pela modificação do conjunto de propriedades e das funções de suficiência propostos por Kiniry et al. (1983), de forma a melhorar o desempenho do modelo para diferentes tipos de solo e sistemas de produção (PIERCE et al., 1983; GALE et al., 1991).

Os modelos de IQS são similares em conceito aos de índice de produtividade, exceto que nos IQS as propriedades do solo representam, além de produtividade, outras funções do solo. Dentre estas podem ser citadas: o suporte físico para as raízes das plantas; a retenção, suprimento e ciclagem de nutrientes; a retenção e a condutividade de água; o suporte para as cadeias alimentares e a biodiversidade do solo; o tamponamento e filtragem de substâncias tóxicas e o sequestro de carbono (BEZDICEK et al., 1996; DAILY et al., 1997). Uma vez definido o conjunto de indicadores capazes de representar o desempenho dessas funções chaves do solo, o IQS é gerado por meio de um modelo matemático que integra as medidas dos indicadores. O modelo mais comumente usado para este fim é o

“aditivo-ponderado” (tradução livre de “weight-additive model”) o qual pode ser representado pela equação 2:

$$SQI = \frac{\sum_{i=1}^n S_i \times W_i}{\sum_{i=1}^n W_i} \quad (2)$$

Onde:

n representa o número total de indicadores de qualidade do solo,

S_i é o valor da pontuação atribuído ao indicador i , e W_i é o peso do indicador i relativo ao grau de importância desse indicador na qualidade geral do solo.

Um dos primeiros proponentes do modelo aditivo-ponderado foram Karlen e Stott (1994), os quais designaram um IQS para acessar a capacidade do solo de resistir à erosão pela água. Eles sugeriram que um solo de alta qualidade deveria acomodar a entrada de água, facilitar a transferência e absorção de água, resistir à degradação e sustentar o crescimento vegetal. O método usado para definir um IQS com base nessas quatro funções do solo consiste dos seguintes passos: (a) definição de pesos de importância para cada função do solo; (b) definição de um subconjunto de indicadores de qualidade do solo capazes de representar cada função; (c) definição de pesos para cada indicador de acordo com a sua importância relativa para representar a respectiva função do solo; (d) pontuação dos valores do indicador e (e) o cálculo do IQS.

Karlen e Stott (1994) sugeriram o uso de funções de pontuação padrão não-lineares (SSF – *non-linear standard scoring functions*) (propostas originalmente por WYMORE, 1993) como método de transformar os valores dos indicadores para uma escala normalizada entre zero e um de acordo com a sua adequabilidade em especificar uma função do solo. As SSF são definidas pela equação 3:

$$Score(S) = \frac{1}{1 + ((B - L) / (x - L))^{2s(B+x-2L)}} \quad (3)$$

Onde:

x é valor observado do indicador de qualidade do solo; B é o valor da linha base definido como o valor do indicador onde a função pontua 0,5 (ou 50% do limite superior); s é a declividade da tangente da função de pontuação no valor da linha base B , e L é o limite inferior do indicador abaixo do qual ele irá pontuar em zero, se s for positivo, ou em um, se s for negativo (Figura 1).

Wymore (1993) definiu 12 famílias de SSF a partir da equação 3, as quais geram curvas sigmóides com diferentes características. Entretanto, apenas 3 famílias foram identificadas por Karlen e Stott (1994) como de interesse para pontuar indicadores de qualidade do solo (Figura 2). O primeiro tipo (família SSF3), comumente chamada de “mais é melhor”, possui o parâmetro s positivo e uma forma que é zero a partir de -8 até o valor L , aumenta até “um” do ponto L ao ponto U (limite superior), e é “um” a partir desse ponto até 8 . O segundo tipo (família SSF9), denominado “menos é melhor”, possui s negativo e forma inversa à da SSF3. O último tipo é uma curva em forma de sino, ou curva de “ótimo” (família SSF5), a qual é formada pela combinação das duas curvas anteriores, onde o ponto ótimo “O” corresponde ao limite superior da SSF3 e ao limite inferior da SSF9 (Figura 2). Karlen e Stott (1994) sugeriram que o tipo e os parâmetros das SSF, para cada indicador, devem ser definidos a partir de informações de especialistas ou de bancos de dados específicos.

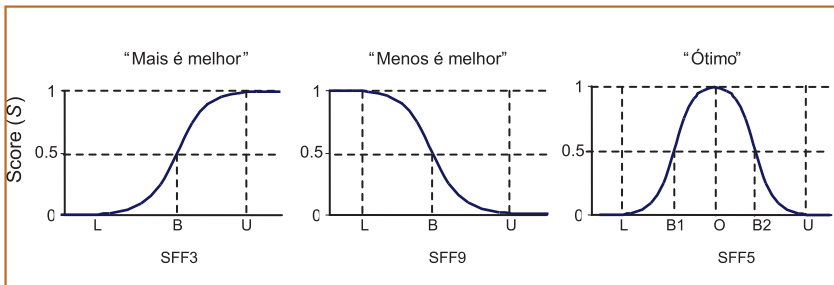


Figura 1. Funções de pontuação não-lineares usadas para ranquear indicadores de qualidade do solo. (L - limite inferior; B - linha base; U - limite superior; O - ótimo). Adaptado de WYMORE, (1993).

Após a pontuação dos indicadores, o IQS é calculado da seguinte forma (Tabela 1): (1) a pontuação de cada indicador (S_i) é

multiplicada pelo seu respectivo peso (W_i); (2) os produtos $S_i \times W_i$ de cada indicador (I) representando a respectiva função (F) são somados para produzir a pontuação da função (S_F); (3) as pontuações das funções são multiplicadas pelos seus respectivos pesos (W_F) e (4) os produtos $S_F \times W_F$ somados para produzir o IQS. O IQS pode também ser calculado diretamente por meio da equação 2, se o peso geral correspondente a cada indicador for calculado. Isso pode ser feito simplesmente pela multiplicação do peso atribuído ao indicador pelo peso de sua respectiva função, ou pela soma desses produtos, caso o indicador esteja associado a mais de uma função. No entanto, o cálculo direto apresenta como desvantagem o fato de não permitir a obtenção dos índices de qualidade para cada função do solo individualmente.

Tabela 1. Método geral proposto por Karlen e Stott (1994) para definir pesos para os indicadores de qualidade e para calcular o IQS.

Função do solo (F)	Pontuação (S_F)	Peso (W_F)	Produto ($S_F \times W_F$)	Indicador (I)	Pontuação (S_i)	Peso (W_i)	Produto ($S_i \times W_i$)
F_1	S_{F1}	W_{F1}	$S_{F1} \times W_{F1}$	$I_{1,F1}$	$S_{1,F1}$	$W_{1,F1}$	$S_{1,F1} \times W_{1,F1}$
:				:	:	:	:
:				$I_{n,F1}$	$S_{n,F1}$	$W_{n,F1}$	$S_{n,F1} \times W_{n,F1}$
:				-----			$\Sigma = S_{F1}$
F_i	S_{Fi}	W_{Fi}	$S_{Fi} \times W_{Fi}$	$I_{1,Fi}$	$S_{1,Fi}$	$W_{1,Fi}$	$S_{1,Fi} \times W_{1,Fi}$
				:	:	:	:
				$I_{n,Fi}$	$S_{n,Fi}$	$W_{n,Fi}$	$S_{n,Fi} \times W_{n,Fi}$
				-----			$\Sigma = S_{Fi}$
			$\Sigma = IQS$				

Devido à flexibilidade do modelo conceitual proposto por Karlen e Stott (1994) o mesmo tem sido aplicado em diversos tipos de solo e sistemas de cultivo, para avaliar os efeitos de práticas de manejo sobre a qualidade do solo (KARLEN et al., 1994; HUSSAIN et al., 1999; GLOVER et al., 2000; CHAER, 2001; HUANG et al., 2004; ZHANG; ZHANG, 2005). Entretanto, algumas alternativas à SSF têm sido propostas para a pontuação de indicadores. Estas incluem as tabelas de pontuação (WANG; GONG, 1998; CHAUDHURY et al., 2005), funções lineares (DIACK; STOTT, 2001; LIEBIG et al., 2001; FU et al., 2004) e curvas de suficiência, obtidas pela regressão dos indicadores contra medidas de produtividade (KELTING et al., 1999; REZAEI et al., 2005).

Limitações dos modelos de IQS

A aplicação dos IQS certamente se apresenta como uma alternativa bastante atraente para o monitoramento do uso do solo ou para a definição daquelas práticas de manejo mais eficientes. No entanto, alguns desafios ainda se impõem ao uso dessa metodologia. Por exemplo, na maioria dos modelos de IQS, a exemplo daquele proposto por Karlen e Stott (1994), são usados frequentemente critérios arbitrários para selecionar, transformar e pesar os indicadores de qualidade do solo. Apesar desses parâmetros serem definidos por meio da opinião de especialistas, a falta de critérios objetivos permite a eventual definição de modelos bastante distintos para avaliar um mesmo solo, com base em razões e julgamentos diferentes. A definição desses parâmetros pode, dessa forma, influenciar significativamente nos índices obtidos e, conseqüentemente, na interpretação dos resultados do trabalho. Este fato pode ser exemplificado com os dados extraídos do trabalho de Diack e Stott (2001). Nesse estudo, os autores definiram um modelo para calcular um IQS para comparar a qualidade do solo após 16 anos de cultivo usando-se plantio direto, subsolagem, ou arado de aiveca. Foram definidas cinco funções do solo e um conjunto de indicadores para avaliar o desempenho dessas funções (Tabela 2). Pesos de importância foram atribuídos às funções do solo e distribuídos entre os respectivos indicadores. Os valores dos indicadores foram convertidos para uma escala entre 0 e 1 e os IQS obtidos conforme o modelo aditivo-ponderado (Equação 2; Tabela 1). A Tabela 2 mostra também pesos alternativos atribuídos à mesma estrutura de funções/indicadores proposta por Diack e Stott (2001) e os IQS resultantes da combinação desses pesos com as pontuações originais dos indicadores. Os pesos alternativos foram atribuídos usando-se os seguintes critérios: a) as funções 1 e 2 foram fundidas em uma única função considerando que ambas estão relacionadas ao transporte de água e podem ser avaliadas pelos mesmos indicadores (densidade do solo e taxa de infiltração); b) cada uma das 4 funções resultantes recebeu um peso semelhante (0,25), o qual foi dividido equitativamente entre os respectivos indicadores. Com base no modelo com os pesos originais, os autores concluíram que a qualidade do solo foi maior no sistema de cultivo com subsolagem (IQS = 0,623) e que a

qualidade do solo dos sistemas sob plantio direto e sob o uso de arado de aiveca praticamente não diferiu. Entretanto, o cálculo dos IQS a partir dos pesos alternativos mostra que a conclusão do estudo teria sido diferente, uma vez que, nesse caso, a maior qualidade do solo seria aquela sob o sistema de plantio direto (IQS = 0,609) (Tabela 2).

Tabela 2. Modelo proposto por Diack e Stott (2001) para definir um IQS para avaliar três sistemas cultivo do solo (plantio direto, subsolagem ou arado de aiveca). Uma alternativa ao modelo original foi gerada pela proposição de diferentes pesos para os indicadores de qualidade do solo e os IQS foram recalculados (modelo alternativo mostrado em vermelho).

Funções do solo	Indicadores	Pesos		Pontuação		
		original	modif.	Plantio direto	Subsolagem	Arado de aiveca
1. Permitir a entrada de água	Taxa de infiltração	0,4	0,13	0,42	0,91	0,69
2. Facilitar o transporte e absorção de água	Densidade do solo	0,05	0,06	0,10	0,10	0,10
	Permeabilidade do solo	0,05	0,06	0,10	0,52	0,64
3. Resistir à degradação física	Índice de selamento	0,25	0,25	0,37	0,22	0,09
4. Resistir à degradação bioquímica	C orgânico total	0,04	0,05	0,90	0,85	0,80
	C orgânico particulado	0,04	0,05	0,90	0,43	0,38
	C orgânico dissolvido	0,04	0,05	0,90	0,65	0,63
	C da biomassa microb.	0,04	0,05	0,90	0,58	0,35
	Ativ. enzimática (FDA)	0,04	0,05	0,90	0,80	0,68
5. Sustentar o crescimento vegetal	N total	0,05	0,25	0,90	0,82	0,86
IQS com pesos originais				0,496	0,623	0,492
IQS com pesos modificados				0,609	0,581	0,513

A alternativa que tem sido sugerida para reduzir a arbitrariedade na seleção de parâmetros em modelos de IQS é o uso da análise de componentes principais (ACP) para selecionar um conjunto mínimo de indicadores a partir de um grande grupo de características do solo, assim como para definir seus respectivos pesos no modelo (BREJDA et al., 2000; ANDREWS; CAROLL, 2001; ANDREWS et al., 2002a). Entretanto, os autores enfatizam que o método requer a existência prévia de um extenso banco de dados, incluindo todos os solos considerados, e que o método é inadequado quando o número de indicadores ou observações é baixo (ANDREWS et al., 2002a). Outra crítica ao método refere-se ao fato de que o mesmo tende a selecionar apenas as características do solo mais sensíveis como indicadores, independentemente de como elas efetivamente se relacionam com a qualidade do solo ou do quanto elas são representativas ou não das principais funções do solo.

Outro problema crítico no desenho de modelos de IQS é a falta de valores de referência em condições específicas (tipo e uso do solo).

Este problema é especialmente importante quando se deseja fazer uso de indicadores biológicos nos modelos, dada a escassez de informações e bancos de dados que possam ser usados para definir parâmetros para as respectivas funções de pontuação. Como alternativa, têm-se usado áreas de vegetação natural próximas aos solos estudados para definir valores ótimos para indicadores biológicos. No entanto, é difícil garantir que esses valores são válidos quando se avalia ecossistemas completamente alterados, como é o caso de áreas degradadas, ou, quando o ecossistema já atingiu um ponto de equilíbrio dos processos biológicos e de ciclagem de nutrientes bem distinto daquele presente no solo sob a condição original.

Ordenações multivariadas

Ordenações multivariadas constituem-se em alternativas aos modelos de IQS como método de avaliação da qualidade do solo a partir de um conjunto de indicadores. Em relação aos IQS, as ordenações são mais simples de serem implementadas, pois dispensam a definição de toda a estrutura formal dos modelos de IQS (funções do solo, indicadores, pesos, funções de pontuação e outros). Os métodos de ordenação mais tradicionais são a análise de componentes principais (ACP) (PEARSON, 1901) e, sua variante, a análise de fatores (GOODALL, 1954). Recentemente, o método de ordenação *nonmetric multidimensional scaling* (NMS) (SHEPARD, 1962) tem sido crescentemente usado como uma alternativa a esses métodos, uma vez que permite avaliar faixas muito mais abrangentes de estrutura dos dados (MCCUNE; GRACE, 2002).

Independente do método de ordenação usado, a análise procede pela definição do conjunto de indicadores de qualidade do solo que serão usados na análise. Tais indicadores devem estar disponíveis para todas as áreas consideradas. Dentre essas, é desejável a presença de uma ou mais áreas que possam ser usadas como referenciais de qualidade do solo. Em geral, são usados solos sob vegetação nativa ou que tenham sofrido mínima intervenção antrópica adjacentes às áreas sendo avaliadas. Pressupõe-se, nesse caso, que as características físicas, químicas e biológicas de solos, sob vegetação nativa evoluíram para uma condição de equilíbrio o qual assegura a viabilidade em longo-

prazo de suas funções no ecossistema (TRASAR-CEPEDA et al., 1998). Alternativamente, podem ser definidos referenciais teóricos a partir da escolha de valores ótimos para cada um dos indicadores considerados na análise (ex., BALIEIRO et al., 2005).

O resultado da ordenação multivariada constitui-se em um gráfico bi ou tri-dimensional, onde a qualidade do solo dos “casos” ordenados (tratamentos experimentais, áreas com diferentes históricos de manejo e outros) pode ser avaliada com base na distância gráfica em relação ao referencial de qualidade, ou por meio da correlação dos indicadores do solo com os eixos da ordenação. A título de exemplo, foi realizada a ordenação multivariada (método NMS) de cinco tratamentos experimentais representando cinco níveis de distúrbio do solo (Figura 2) (dados obtidos do estudo de CHAER et al., 2007). Os distúrbios consistiram da aplicação de 0, 1, 2, 3 e 4 eventos de aração/gradagem realizados durante um período de 3 meses. Foram considerados na análise os dados obtidos de 8 indicadores físicos, químicos e biológicos analisados a partir de amostras de solos coletadas 60 dias após o último evento de aração/gradagem. O gráfico da Figura 2 mostra nitidamente a separação dos tratamentos ao longo do eixo 1, da ordenação o qual agrupou 73% da variância total dos dados. Assim, as parcelas controle agruparam-se à esquerda do gráfico e as demais parcelas tratadas ordenaram-se ao longo do eixo 1 em proporção ao nível de distúrbio sofrido. A correlação de cada indicador com os eixos da ordenação, representados pelos vetores no gráfico, revelaram que a separação dos tratamentos foi relacionada principalmente a mudanças no conteúdo de água disponível, condutividade hidráulica, carbono orgânico, biomassa microbiana e no diâmetro médio e estabilidade de agregados do solo. Ao contrário, CTC e densidade do solo sofreram pouca ou nenhuma influência dos tratamentos de aração/gradagem. Outros exemplos da aplicação de ordenações multivariadas para avaliação da qualidade do solo podem ser encontradas em Wick et al. (2002) e Balieiro et al. (2005).

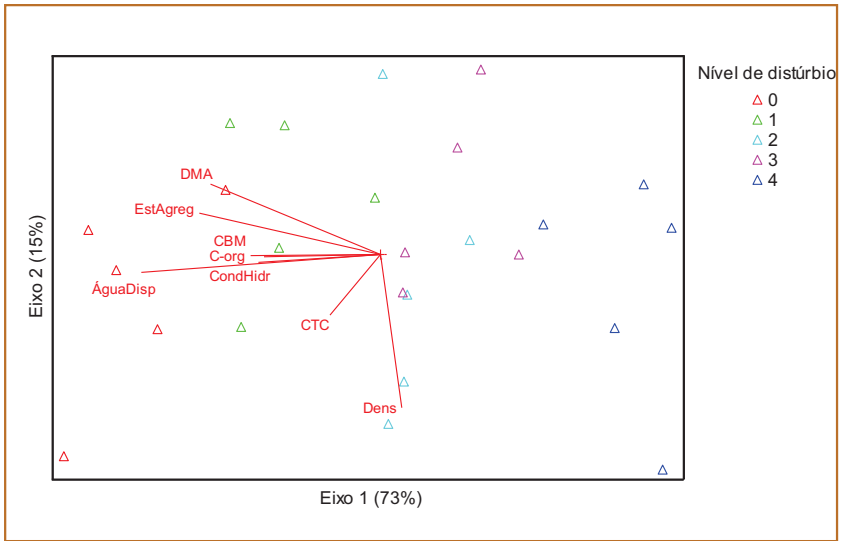


Figura 2. Ordenação NMS de parcelas experimentais representando cinco tratamentos de distúrbio do solo com base em 8 indicadores de qualidade do solo. Os vetores representam graficamente a correlação de cada indicador com os dois eixos da ordenação. (DMA – diâmetro médio de agregados; EstAgreg – estabilidade de agregados em água; CBMic – carbono da biomassa microbiana; C-org – carbono orgânico total; ÁguaDisp – água disponível entre os potenciais de -10 e -1500 kPa; CondHidr – condutividade hidráulica saturada de campo; CTC – capacidade de troca de cátions; Dens – densidade do solo).

Embora o uso de ordenações multivariadas para a avaliação da qualidade do solo seja adequado em várias situações, este método apresenta a desvantagem de não fornecer uma medida quantitativa da qualidade do solo como os modelos de IQS. No entanto, dada a facilidade da análise e da interpretação gráfica, as ordenações podem ser de especial ajuda na análise exploratória dos dados ou, como mencionado anteriormente, como técnica de seleção do conjunto mínimo de indicadores a serem usados nos modelos de IQS (BREJDA et al., 2000b; ANDREWS et al., 2002a).

Considerações finais

A falta de critérios ou ferramentas adequadas para monitorar a qualidade dos solos manejados faz com que, em muitas situações, a sua degradação somente seja detectada em seus estágios mais avançados, o que dificulta ou mesmo inviabiliza ações de recuperação. Dessa forma, o desenvolvimento de modelos os quais sejam baseados em funções inequivocamente importantes para quaisquer solos sob o aspecto da

sustentabilidade agrícola, deverá servir como uma ferramenta para a quantificação direta do estado de preservação dos solos, bem como para o monitoramento da adequabilidade de manejos e usos da terra. A aplicação de tal estratégia possibilitará garantir a manutenção ou melhoria da qualidade dos solos manejados, ou ao menos, aumentar o conhecimento sobre a situação de degradação destes, de modo a orientar legisladores e direcionar políticas relacionadas à ocupação e monitoramento do uso do solo.

Referências bibliográficas

ANDREWS, S. S.; CARROLL, C. R. Designing a soil quality assessment tool for sustainable agroecosystem management. **Ecological Applications**, v. 11, p. 1573-1585, 2001.

ANDREWS, S. S.; KARLEN, D. L.; MITCHELL, J. P. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v. 90, p.25-45, 2002a.

ANDREWS, S. S.; MITCHELL, J. P.; MANCINELLI, R.; KARLEN, D. L.; HARTZ, T. K.; HORWATH, W. R.; PETTYGROVE, G. S.; SCOW, K. M.; MUNK, D. S. On-farm assessment of soil quality in California's central valley. **Agronomy Journal**, v. 94, p. 12-23, 2002b.

BALIEIRO, F. C.; CHAER, G. M.; REIS, L. L.; FRANCO, A. A.; FRANCO, N. O. Qualidade do solo em áreas degradadas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 30., Recife, PE. **[Anais...]** Recife: UFRPE: Embrapa Solos-UEP; Viçosa: SBCS, 2005. CD-ROM

BEZDICEK, D.; PAPENDICK, R. I.; LAL, R. Importance of soil quality to health and sustainable land management. In: DORAN, J. W. JONES, A. J. (Ed.). **Methods for assessing soil quality**. Wisconsin: Am. Soc. Agron, 1996. p. 1-7.

BREJDA, J. J.; MOORMAN, T. B.; KARLEN, D. L.; DAO, T. H. Identification of regional soil quality factors and indicators: I. central and southern high

plains. **Soil Science Society of America Journal**, v. 64, p. 2115-2124, 2000.

CAMBARDELLA, C. A.; MOORMAN, T. B.; ANDREWS, S. S.; KARLEN, D. L. Watershed-scale assessment of soil quality in the loess hills of southwest Iowa. **Soil & Tillage Research**, v. 78, p. 237-247, 2004.

CHAER, G. M.; FERNANDES, M. F.; MYROLD, D. D.; BOTTOMLEY, P. J. Shifts in microbial community structure across an induced gradient of soil degradation using PLFA-, and CLPP- techniques. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 31., Gramado, RS. **[Anais...]** Viçosa: SBCS, 2007. CD-ROM

CHAER, G. M. **Modelo para determinação de índice de qualidade do solo baseado em indicadores físicos, químicos e microbiológicos.** 2001. 89 f. Dissertação (Mestrado) - Departamento de Microbiologia, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

CHAUDHURY, J.; MANDAL, U. K.; SHARMA, K. L.; GHOSH, H.; MANDAL, B. Assessing soil quality under long-term rice-based cropping system. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 36, p. 1141-1161, 2005.

DAILY, G. C.; MATSON, P. A.; VITOUSEK, P. M. Ecosystem services supplied by soil. In: DAILY, G. **Nature's services: societal dependence on natural eco systems.** Washington, DC: Island Press, 1997.

DIACK, M.; STOTT, D. E. Development of a soil quality index for the chalmers silty clay loam from the midwest USA. In: STOTT, D. E. et al. (Ed.). **The global farm.** West Lafayette, IN: Purdue University: USDA-ARS, 2001. p.550-555.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. **SSSA**, n.35, p. 3-21, 1994.

FU, B. J.; LIU, S. L.; CHEN, L. D.; LU, Y. H.; QIU, J. Soil quality regime in relation to land cover and slope position across a highly modified slope

landscape. *Ecological Research*, 19:111-118, 2004.

GALE, M.R.; GRIGAL, D.F. & HARDING, R.B. Soil Productivity Index: Predictions of Site Quality for White Spruce Plantations. ***Soil Sci. Soc. Am. J.***, v. 55, p. 1701-1708, 1991.

GLOVER, J. D.; REGANOLD, J. P.; ANDREWS, P. K. Systematic method for rating soil quality of conventional, organic, and integrated apple orchards in Washington State. ***Agriculture Ecosystems & Environment***, v. 80, p. 29-45, 2000.

HUANG, Y.; WANG, S. L.; FENG, Z. W.; OUYANG, Z. Y.; WANG, X. K.; FENG, Z. Z. Changes in soil quality due to introduction of broad-leaf trees into clear-felled Chinese fir forest in the mid-subtropics of China. ***Soil Use and Management***, v. 20, p. 418-425, 2004.

HULUGALLE, N. R.; ENTWISTLE, P. C.; MENSAH, R. K. Can lucerne (*Medicago sativa* L.) strips improve soil quality in irrigated cotton (*Gossypium hirsutum* L.) fields? ***Applied Soil Ecology***, v. 12, p. 81-92, 1999.

HUSSAIN, I.; OLSON, K. R.; WANDER, M. M.; KARLEN, D. L. Adaptation of soil quality indices and application to three tillage systems in southern Illinois. ***Soil & Tillage Research***, v. 50, p. 237-249, 1999.

ISLAM, K. R.; WEIL, R. R. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. ***Agriculture, Ecosystems & Environment***, v. 79, p. 9-16, 2000.

KARLEN, D. L.; STOTT, D. E. A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. ***SSSA*** n. 35, p. 53-72, 1994.

KARLEN, D. L.; WOLLENHAUPT, N. C.; ERBACH, D. C.; BERRY, E. C.; SWAN, J. B.; EASH, N. S.; JORDAHL, J. L. Long-term tillage effects on soil quality. ***Soil & Tillage Research***, v. 32, p. 313-327, 1994.

KELTING, D. L.; BURGER, J. A.; PATTERSON, S. C.; AUST, W. M.; MIWA, M.;

TRETTIN, C. C. Soil quality assessment in domesticated forests - a southern pine example. **Forest Ecology and Management**, v. 122, p. 167-185, 1999.

KINIRY, L. N.; SCRIVNER, C. L.; KEENER, M. E. **A soil productivity index based upon predicted water depletion and root growth**. Columbia, MO: Missouri Agric. Exp. Stn. Res. Bull., 1983. 1501 f.

LARSON, W. E.; PIERCE, F. J. Conservation and enhancement of soil quality. Evaluation for sustainable land management in the developing world. In: **WORKSHOP ON EVALUATION FOR SUSTAINABLE LAND MANAGEMENT IN THE DEVELOPING**. **Proceedings...** [Bangkok, Thailand : International Board for Soil Research and Management, 1991]. p. 175-203.

LEE, C. H.; WU, M. Y.; ASIO, V. B.; CHEN, Z. S. Using a soil quality index to assess the effects of applying swine manure compost on soil quality under a crop rotation system in Taiwan. **Soil Science**, v. 171, p. 210-222, 2006.

LIEBIG, M. A.; VARVEL, G.; DORAN, J. A Simple performance-based index for assessing multiple agroecosystem functions. **Agronomy Journal**, v. 93, p. 313-318, 2001.

MCCUNE, B.; GRACE, J. B. **Analysis of Ecological Communities**. Glenden Beach, OR: MjM Software Design, 2002.

PEARSON, K. On lines and planes of closest fit to systems of points in space'. **Philosophical Magazine**, v. 6. n. 2, p. 559-572, 1901.

PIERCE, F. J.; LARSON, W. E.; DOWDY, R. H.; GRAHAM, W. A. P. Productivity of soils: assessing long-term changes due to erosion. **J. Soil Water Conserv.**, v. 38, p. 39-44, 1983.

REZAEI, S. A.; GILKES, R. J.; ANDREWS, S. S.; ARZANI, H. Soil quality assessment in semiarid rangeland in Iran. **Soil Use and Management**, v. 21, p. 402-409, 2005.

SHEPARD, R. N. The analysis of proximities: Multidimensional scaling with an unknown distance function. I. **Psychometrika**, v. 27, p. 125-139, 1962.

TRASAR-CEPEDA, C.; LEIROS, C.; GIL-SOTRES, F.; SEOANE, S. Towards a biochemical quality index for soils: An expression relating several biological and biochemical properties. **Biology and Fertility of Soils**, v. 26, p. 100-106, 1998.

WANG, X. J.; GONG, Z. T. Assessment and analysis of soil quality changes after eleven years of reclamation in subtropical China. **Geoderma**, v. 81, p. 339-355, 1998.

WICK, B.; KUHNE, R. F.; VIELHAUER, K.; VLEK, P. L. G. Temporal variability of selected soil microbiological and biochemical indicators under different soil quality conditions in south-western Nigeria. **Biology and Fertility of Soils**, v. 35, p. 155-167, 2002.

WYMORE, A. W. **Model-based systems engineering: an introduction to the mathematical theory of discrete systems and to the tricotyledon theory of system design**. Boca Raton, FL: CRC Press, 1993.

ZHANG, H.; ZHANG, G. L. Landscape-scale soil quality change under different farming systems of a tropical farm in Hainan, China. **Soil Use and Management**, v. 21, p. 58-64, 2005.