



XI SILUBESA

Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

28/03 a 02/04/2004 - Natal - Rio Grande do Norte - Brasil

II-141 - ESTUDO DO DESEMPENHO DA LAGOA ANAERÓBIA PROFUNDA DA PEDREIRA Nº 7 DO PÓLO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DA BACIA DO RIO PARAÍBA NA GRANDE JOÃO PESSOA

Carolina Baracuh Amorim Arruda⁽¹⁾

Engenheira Civil pela UFPB (2001). Aluna de Mestrado do Curso de Engenharia Civil e Ambiental da UFCG.

Rui de Oliveira

Engenheiro Civil pela UEMA (1974). Mestre em Engenharia Civil pela UFPB (1983). PhD pela Universidade de Leeds, Inglaterra (1990). Professor Adjunto do DEC – UFCG.

Mônica de Amorim Coura

Mestre em Engenharia Civil pela Universidade Federal da Paraíba (1982). Doutora em Recursos Naturais pela Universidade Federal de Campina Grande (2002). Professora Adjunta do DEC – UFCG.

Tânia Maia Vasconcelos de Almeida

Bacharel em Biologia pela UFPB (1980). Mestre em Genética de Microrganismos pela UFPB (1993). Bióloga da Companhia de Água e Esgotos da Paraíba.

Endereço⁽¹⁾: Av. Juarez Távora, 1300 - Torre – João Pessoa - Paraíba - CEP: 58040-021 - Brasil - Tel: +83 (xx) 224-2384



cbaracuh@bol.com.br

RESUMO

Este trabalho faz a avaliação do desempenho operacional da Lagoa Anaeróbia profunda (8 m), construída sob uma área degradada pela exploração de calcário, situada no Pólo de Tratamento de Esgotos da Bacia do Rio Paraíba na Grande João Pessoa durante um período de sete meses através do monitoramento, no afluente e efluente, das variáveis físico-químicas pH, DBO₅, DQO, Temperatura, Sólidos Suspensos, Condutividade e Alcalinidade e do indicador de contaminação fecal Coliformes Fecais.

O estudo realizado nesse sistema mostrou que o desempenho da lagoa anaeróbia profunda é tipicamente o mesmo de lagoas anaeróbias convencionais tratando esgotos domésticos não existindo, assim, limite teórico para a profundidade de reatores anaeróbios porque o processo de tratamento, baseado na digestão anaeróbia, não parece ser afetado por esse fator.

A experiência da adaptação de uma pedreira desativada como lagoa anaeróbia é satisfatória, mas o seu efluente não atende às exigências para lançamento em corpos receptores. Assim, como a área em que está localizada a lagoa em questão possui outras pedreiras que estão sendo desativadas é possível planejar a adaptação de outras unidades de tratamento posteriores à lagoa anaeróbia.

Palavras-chave: Lagoas Anaeróbias, Lagoas Profundas.

INTRODUÇÃO

Tradicionalmente, lagoas de estabilização têm sido definidas como grandes reservatórios com pequena profundidade, geralmente limitados por diques de terra ou paredes de contenção, os quais recebem águas residuárias brutas ou parcialmente tratadas, e têm como uma de suas finalidades principais a estabilização da matéria orgânica biodegradável (proteínas, carboidratos e gorduras) através de processos naturais, baseados na atividade microbiana envolvendo principalmente a ação de bactérias (Mara, 1976, Silva, 1982). Neste contexto, visa-se fundamentalmente a remoção de poluentes, especialmente a matéria orgânica biodegradável. Esta é uma visão particular da Engenharia Sanitária sobre tão importantes ecossistemas.

De fato, modernamente, torna-se imperiosa uma abordagem mais ecológica das lagoas de estabilização. Assim, podem ser definidos como ecossistemas aquáticos lênticos submetidos a um elevado nível de eutrofização, sustentando populações autótrofas e heterotrófas que promovem uma ampla série de processos naturais de transformação de materiais entre os quais merecem destaque a cadeia de decomposição do material orgânico e a assimilação dos sais inorgânicos. Nesse complexo ecossistema, o grande número de interações entre as diversas populações de microrganismos determina mudanças nos fatores abióticos e bióticos definindo o controle (homeostase) dessas populações. Entre os primeiros, devem ser destacados as relações de dependência do metabolismo bacteriano com relação à temperatura, o efeito do pH no comportamento microbiano, sobre os nutrientes disponíveis para a comunidade bem como na toxicidade de espécies químicas para diversas populações. A literatura (James, 1987, de Oliveira, 1990, Curtis *et al.*, 1992) tem se referido aos conjuntos desses fatores que exercem controle sobre a população de coliformes termotolerantes, por exemplo, os quais têm alta relevância no tratamento de águas residuárias por serem indicadores de contaminação fecal, o pH elevado tem sido o fator abiótico mais freqüentemente citado como responsável pela maior eliminação de coliformes termotolerantes, desde o trabalho de Parhad e Rao (1974). O oxigênio dissolvido elevado, o efeito da radiação solar (Moeller e Calkins, 1980; Curtis *et al.*, 1992) e a temperatura têm sido enfatizados, de modo isolado ou atuando sinergisticamente com outros fatores (Curtis *et al.*, 1992, Pearson *et al.*, 1987), como importantes fatores ambientais no decaimento desses organismos. As relações simbióticas desarmônicas citadas como relevantes no controle da população de coliformes termotolerantes são o parasitismo de colifagos, o predatismo por protozoários, o amensalismo caracterizado pela produção de substâncias tóxicas por cianobactérias e a competição por matéria orgânica e nutrientes minerais. O tempo de exposição desses microrganismos ao ambiente inóspito fora do corpo dos seres humanos e de outros animais homeotérmicos é o fator que pode ser usado para resumir a diversidade dos fatores ecológicos que constituem a resistência ou não dos coliformes termotolerantes às condições geradas nos sistemas de lagoas de estabilização.

A relação simbiótica mutualística entre bactérias e o fitoplâncton é, sem dúvida, uma importante relação ecológica que é estabelecida na zona eufótica da massa líquida das lagoas de estabilização, produzindo saldos positivos de oxigênio dissolvido os que superam os níveis de saturação.

Outros fatores como profundidade, fluxo hidráulico e carga orgânica são fundamentais entre as causas de alterações ambientais possíveis de ocorrer e, que portanto afetam a constituição dos elementos do ecossistema (biótopo e biocenose). A carga orgânica constitui-se no parâmetro básico na classificação das lagoas de estabilização.

Entre as principais vantagens de sistemas de lagoas de estabilização no tratamento de águas residuárias, são comumente citados o baixo custo de construção, simplicidade de construção e operação, nenhum consumo de energia elétrica, elevada eficiência na remoção de matéria orgânica e de microrganismos patogênicos e capacidade de suportar cargas orgânicas e hidráulicas de choque. Deve ser ressaltada a vantagem desses ecossistemas construídos poderem ser associados a ecossistemas naturais em programas e projetos de preservação ambiental.

As lagoas anaeróbias são ecossistemas predominantemente isentos de oxigênio dissolvido, com características ecológicas próprias, e população de microrganismos adequada à degradação da matéria orgânica pelo processo de digestão anaeróbia. São lagoas projetadas para receber uma carga orgânica suficientemente alta para que não exista oxigênio dissolvido na massa líquida. Geralmente estas unidades são utilizadas para o tratamento primário de águas residuárias com alto teor de matéria orgânica e elevada concentração de sólidos. O seu uso como tratamento primário pode contribuir significativamente para a diminuição da área ocupada por uma série de lagoas de estabilização, já que grande parte do material orgânico biodegradável é nela removida.

MATÉRIAS E MÉTODOS

O estudo foi realizado num sistema, em escala real, tratando esgotos domésticos da cidade de João Pessoa (7° 10' Sul, 34° 49' Oeste), estado da Paraíba, nordeste do Brasil. Este sistema conta com calha Parshall com garganta de 45 cm e

tratamento preliminar através de grade mecanizada e caixa de areia além de uma lagoa anaeróbia com 8 metros de profundidade desenvolvida a partir de uma pedreira de exploração de calcário desativada (Pedreira nº 7) na área sudoeste da cidade de João Pessoa, conforme a figura 1. O efluente tratado é descarregado nos "Tanques dos Esses", que são tanques de acumulação de esgotos e fazem parte do sistema de esgotamento sanitário da cidade, antes de ser descarregado no estuário do Rio Paraíba.

A lagoa possui uma área de 11 533,37 m² e uma profundidade de 8 m. Possui capacidade de tratar 44 236 m³/dia com um tempo médio de detenção hidráulica de 1,5 dias. A investigação do desempenho dessa lagoa reveste-se de grande importância na prática da utilização de lagoas de estabilização no tratamento de esgotos predominantemente domésticos, em vista das características bem originais desse reator. O esgoto chega através de uma tubulação composta por três tubos de ferro fundido que descarregam o afluente a uma altura de 1,2 m do fundo do reator, possibilitando, assim, um contato maior com o lodo do fundo da lagoa, conforme a figura 2. O efluente sai por cima através de um vertedor. Na figura 3 é possível observar a semelhança da lagoa anaeróbia com um ecossistema natural.



Figura 1: Vista da lagoa anaeróbia construída sobre área degradada pela exploração de calcário, antes de entrar em funcionamento.



Figura 2: Detalhe da tubulação de entrada do afluente da lagoa anaeróbia da ETE do Roger.



Figura 3: Vista da lagoa adaptada como lagoa de estabilização.

Os dados analisados neste trabalho são referentes ao período de fevereiro a agosto de 2003. As coletas das amostras de esgoto bruto e do efluente da lagoa foram realizadas semanalmente por volta das 8 h da manhã, totalizando 29 coletas.

As análises físico-químicas e bacteriológicas foram realizadas de acordo com os procedimentos descritos em APHA *et al.* (1995). A temperatura foi medida durante o procedimento de coleta com a utilização de um termômetro de filamento de mercúrio. A DBO₅ foi determinada pelo método da diluição em frascos padrões de DBO. O pH foi determinado pelo método eletrométrico e para a leitura da condutividade elétrica foi utilizado um condutímetro. Para a DQO foi utilizado o método da refluxação fechada do dicromato de potássio com determinação titulométrica. Os coliformes fecais foram determinados pela técnica da membrana de filtração usando o meio de cultura m-FC Difco e incubação a 44,5 °C.

A análise descritiva dos resultados, os cálculos e todas as transformações foram levados a efeito utilizando a planilha eletrônica do Microsoft Excel 98.

APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

O pH médio do esgoto bruto foi 7,29, sendo observada uma pequena dispersão ($s_{n-1} = 0,18$). O efluente final apresentou valor médio de 7,05 com desvio padrão amostral de 0,15. O valor do pH no esgoto bruto se apresentou sempre mais elevado que o valor do efluente (figura 4). A temperatura média do esgoto bruto e do efluente foi de 28 °C sendo os desvios padrões de, respectivamente, 1,58 e 1,41.

A condutividade média do esgoto bruto e do efluente foram, respectivamente, 759 e 817 $\mu\text{mho/cm}$. Para a alcalinidade o valor médio do esgoto bruto foi 207 mgCaCO_3/l e para o efluente 251 mgCaCO_3/l .

As Figuras 5 e 6 mostram, respectivamente, as variações ocorridas nas medidas de DBO e DQO no esgoto bruto afluente e no efluente da lagoa anaeróbia. A DBO média do esgoto bruto foi de 379 mg/l e a do efluente final 107 mg/l sendo a eficiência média de remoção de 71,77%. Em termos de DQO a remoção média de matéria orgânica do sistema foi de 66,14% sendo as médias do afluente e do efluente de 649 e 220 mg/l , respectivamente.

O esgoto bruto apresentou uma concentração média de coliformes fecais de $1,96\text{E}7$ ufc/100ml e o efluente final uma concentração média de $1,94\text{E}6$ ufc/100ml correspondendo a uma remoção em torno de 90%, típica para lagoas anaeróbias (figura 7).

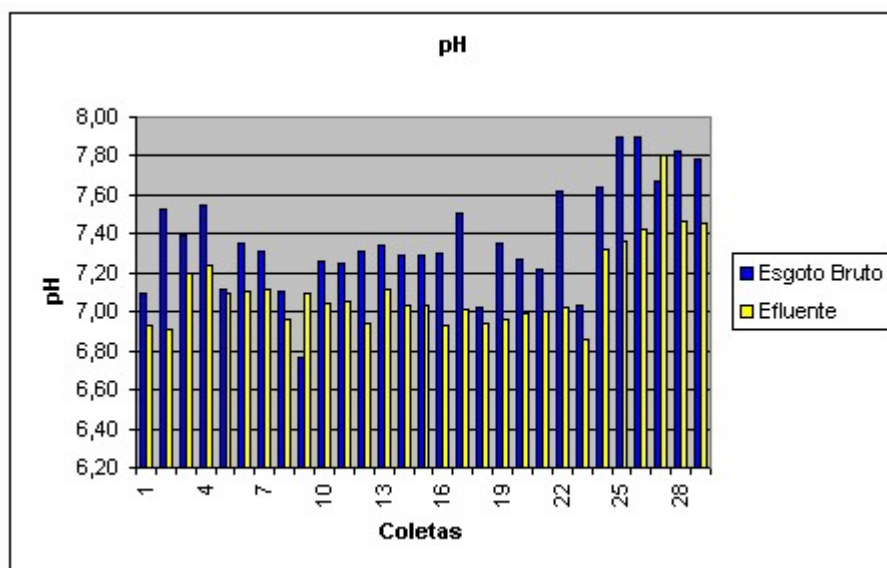


Figura 4: Valores do pH afluente e efluente, respectivamente, coletados em fevereiro a outubro de 2003, na ETE do Róger.

Os valores de SSV (Figura 9) apresentaram praticamente o mesmo comportamento espaço-temporal dos SST (Figura 8). Os valores médios dos sólidos suspensos totais para o esgoto bruto e para o efluente final foram 248 e 58 mg/l, respectivamente. Para os sólidos suspensos fixos esses valores foram 49 e 12 mg/l, enquanto que para os sólidos suspensos voláteis foram 200 e 46 mg/l.

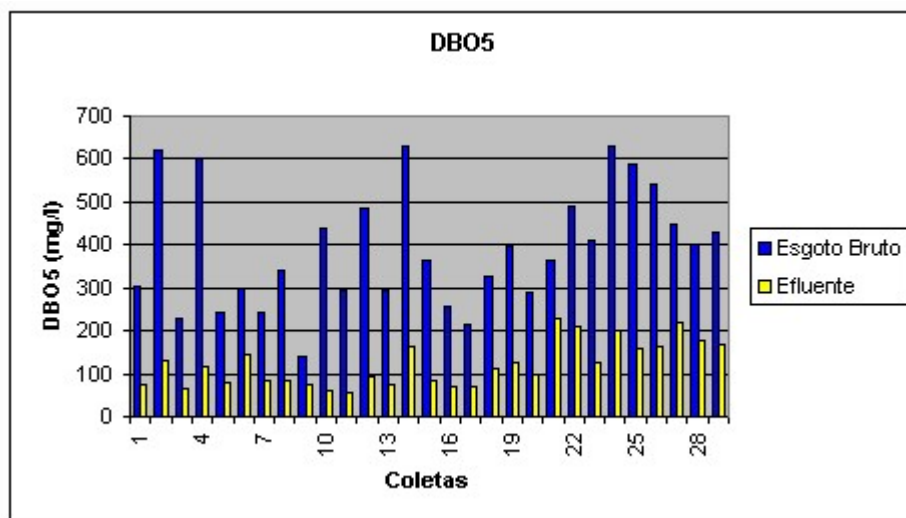


Figura 5: DBO₅ afluente e efluente do esgoto de João Pessoa no período de fevereiro a agosto de 2003, ETE-Róger.

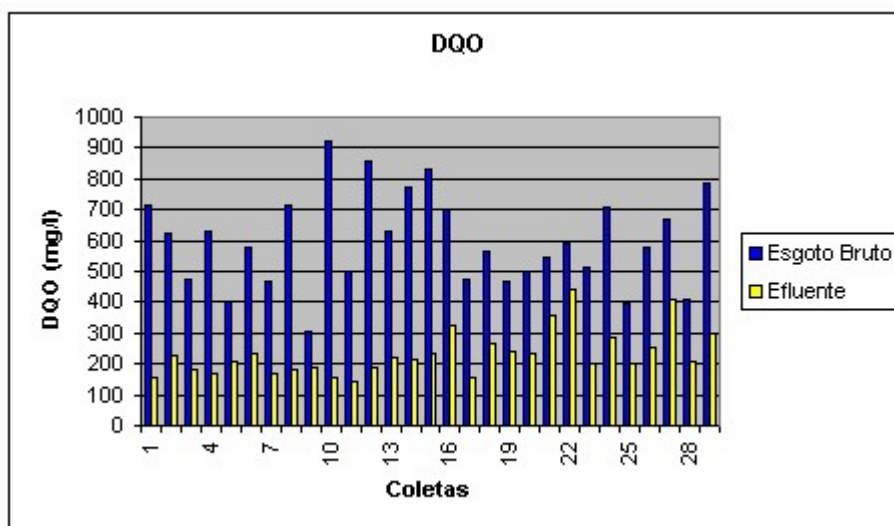


Figura 6: DQO do esgoto bruto e do efluente da cidade de João Pessoa no período de fevereiro a agosto de 2003, ETE-Róger.

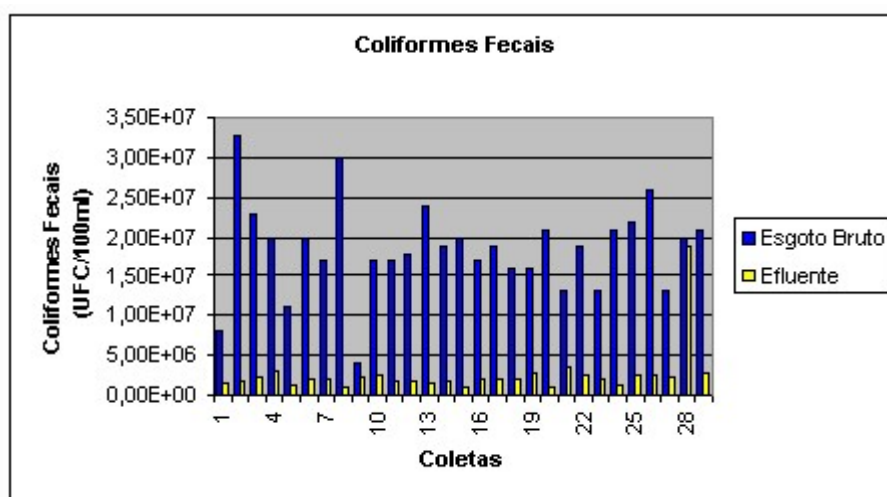


Figura 7: Variações de coliformes fecais na entrada e na saída do sistema de tratamento, ETE-Róger, localizada na cidade de João Pessoa.

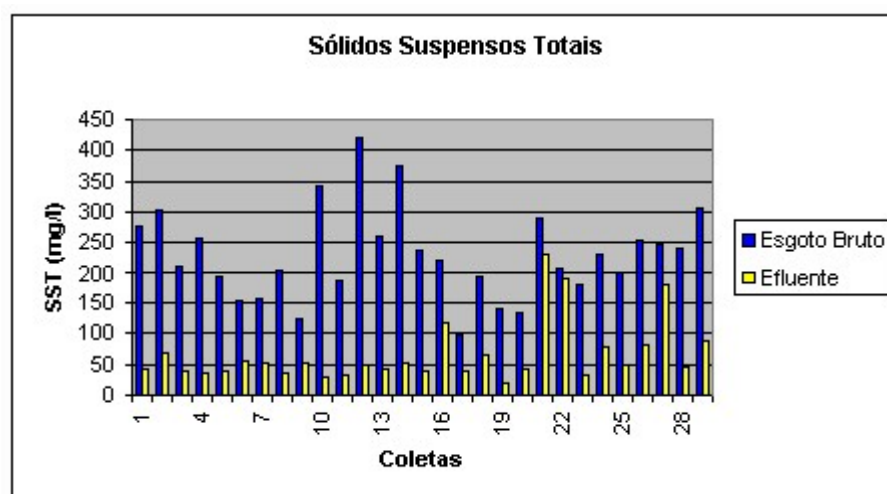


Figura 8: Variação dos sólidos suspensos totais no afluente e no efluente no período de fevereiro a agosto de 2003, ETE-Róger.

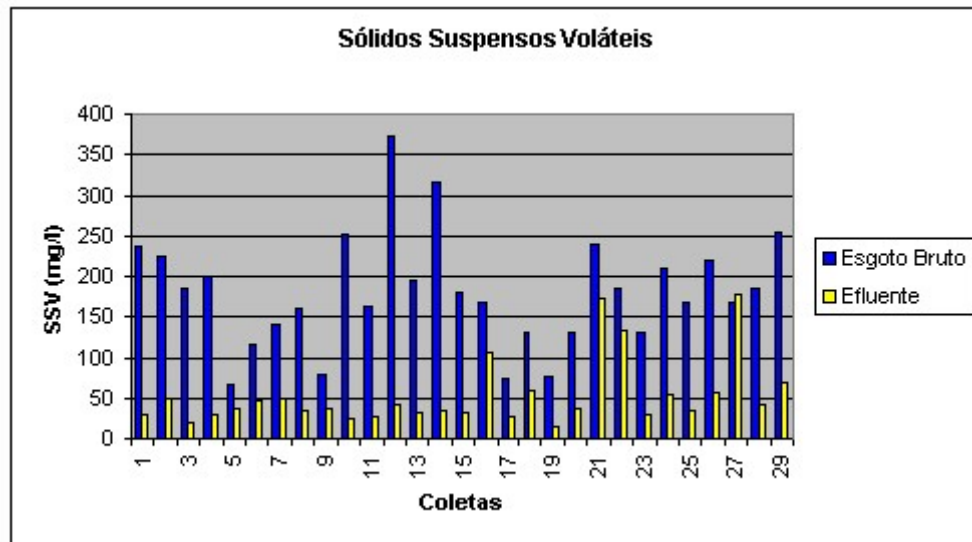


Figura 9: Variação dos sólidos suspensos voláteis no período de fevereiro a agosto de 2003, ETE-Róger.

DISCUSSÃO

Não existe limite teórico para a profundidade de reatores anaeróbios porque o processo de tratamento, baseado na digestão anaeróbia, não parece ser afetado por esse fator. Portanto, a profundidade elevada não teria necessariamente que causar alterações no desempenho operacional da lagoa da Pedreira nº 7. Esse desempenho se situou dentro das faixas observadas na operação de lagoas anaeróbias citadas na literatura (Mara, 1976, Silva, 1982).

Há, no entanto, uma limitação máxima prática (5 m) para a construção de lagoas anaeróbias, de modo que normalmente as profundidades desses reatores em escala real não ultrapassem esse limite. A profundidade útil de 8 m da Lagoa da Pedreira nº 7 foi decorrente da adaptação feita numa pedreira desativada para integrá-la no projeto de recuperação de uma área degradada. Além das vantagens ambientais do projeto, convém enfatizar as facilidades de implantação do sistema de tratamento que, de outro modo, demandaria uma execução complexa, especialmente num terreno rochoso como é o solo daquela área, implicando numa elevação significativa de custos. Assim, a criatividade empregada na adaptação da pedreira como lagoa anaeróbia profunda contribuiu para a economia de área de terreno (o uso de grandes áreas é freqüentemente citado como desvantagem do emprego de lagoas), redução de custos e para a redução dos impactos ambientais do esgotamento sanitário de cerca de 300 000 pessoas.

A experiência da adaptação de uma pedreira desativada como lagoa anaeróbia é muito boa, mas o seu efluente não atende às exigências para lançamento em corpos receptores. Assim, como a área em que está localizada a lagoa em questão possui outras pedreiras que estão sendo desativadas é possível planejar a adaptação de outras unidades de tratamento posteriores à lagoa anaeróbia.

CONCLUSÃO

O monitoramento da Lagoa anaeróbia profunda da Pedreira nº 7 do Pólo de Tratamento de Esgotos da Bacia do Rio Paraíba na Grande João Pessoa mostrou que o seu desempenho é tipicamente o mesmo de lagoas anaeróbias convencionais tratando esgotos domésticos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA, AWWA, WEF (1995). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. XXX Edition.

American Public Health Association, Washington, D.C.

2. MARA, D.D. AND PEARSON, H.W. (1986). Artificial freshwater environment: waste stabilization ponds. In: *Biotechnology - A Comprehensive Treatise*, Volume 8, Chapter 4. (Ed. H.J. Rehm and G. Reed). Weinheim: Verlagsgesellschaft, pp. 177-206.