EFEITOS DO REFLORESTAMENTO E DO DESMATAMENTO SOBRE A
HIDROLOGIA, EROÇÃO DE SOLO E FLUXO DE NÚTRIENTES EM
MICROBACIAS NO SEMI-ÁRIDO DO RIO GRANDE DO NORTE

GUILHERME DE CASTRO ANDRADE
Engenheiro Florestal

Orientador: Prof. Dr. WALTER DE PAULA LIMA

Dissertação apresentada à Escola
Superior de Agricultura "Luiz de
Queiroz", da Universidade de São
Paulo, para obtenção do título de
Mestre em Ciências Florestais.

PIRACICABA
Estado de São Paulo - Brasil
Maio - 1991

EFEITOS DO REFLORESTAMENTO E DO DESMATAMENTO SOBRE A
HIDROLOGIA, EROSAO DE SOLO E FLUXO DE NUTRIENTES EM
MICROBACIAS NO SEMI-ARIDO DO RIO GRANDE DO NORTE

GUILHERME DE CASTRO ANDRADE

Aprovada em : 07.06.91

Comissão Julgadora :

Prof. Dr. Walter de Paula Lima	ESALQ/USP
Prof. Dr. Décio Eugenio Cruciani	ESALQ/USP
Prof. Dr. Ricardo Valcarcel	UFRRJ

Prof. Dr. WALTER DE PAULA LIMA
Orientador

*À minha querida avó
Sylvia Coimbra dos
S. Castro pelos seus
eternos ensinamentos.
-minhas saudades-*

*Aos meus pais, Manoel e Vera,
à minha esposa Vânia e aos
meus irmãos por tudo o que
representam na minha vida.*

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Walter de Paula Lima, por sua amizade, orientação, dedicação e estímulo constantes, que muito contribuíram para a elaboração deste trabalho.

Aos pesquisadores da EMBRAPA Paulo César F. Lima, Eduardo A. Menezes e Ricardo L. Brito, pela amizade e iniciação na área de pesquisa.

Ao Professor Hilton Thadeu Z. do Couto, pela grande contribuição na análise estatística.

Aos colegas da Pós-Graduação em Ciências Florestais da ESALQ/USP, pela amizade e em particular aos amigos José Raimundo de S. Passos e Jaime T. França, pelo apoio e incentivo durante o curso.

Ao programador Milton C. Ribeiro, pela colaboração no processamento estatístico dos dados.

Aos professores, funcionários e colegas do Departamento de Ciências Florestais, do Instituto de Pesquisa Florestal - IPEF e da ESALQ em geral pela agradável convivência.

À Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Norte - EMPARN, executora do presente projeto de pesquisa, e em especial ao diretor técnico na vigência deste, Lucas de S. Leite, e aos pesquisadores, funcionários e amigos de trabalho da EMPARN, pelo convívio e apoio inestimáveis.

Ao técnico Jorge de Medeiros Filho, pela amizade e valiosa colaboração na coleta de dados no campo.

Aos pesquisadores Otávio N. Henriques e Rosana C. de Cristo pelas contribuições à finalização da coleta de dados.

Ao grupo do Projeto PNUD/FAO/IBAMA, Natal-RN pela amizade e empréstimo de linígrafos, e em particular à pesquisadora Maria José B. Zakia.

À EMBRAPA pelo financiamento da pesquisa, e em especial aos Coordenadores da Pesquisa Florestal no Brasil na fase inicial deste, A. Paulo M. Galvão e Carlos A. Ferreira pela dedicação e incentivos permanentes.

Aos colegas de trabalho do Centro Nacional de Florestas, CNPF/EMBRAPA, pela agradável convivência diária.

Ao pesquisador Helton D. da Silva pela amizade, sugestões e ajuda inestimável na correção do manuscrito.

À pesquisadora Sônia M. de Souza pela amizade e valiosas sugestões na análise estatística.

Ao programador Augusto H. Nakao pela grande contribuição prestada na digitação deste trabalho.

Finalmente, à todos os parentes e amigos não citados que sempre deram estímulo e força para prosseguir.

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE FIGURAS	viii
LISTA DE TABELAS	xi
RESUMO	xiii
SUMMARY	xv
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	6
2.1. Silvicultura e Hidrologia	6
2.1.1. Produção de água em bacias hidro- gráficas	8
2.1.2. Erosão de solo, qualidade de água e balanço de nutrientes em bacias hidrográficas	15
3. MATERIAL E MÉTODOS	22
3.1. Área experimental	22
3.1.1. Localização	22
3.1.2. Clima	23
3.1.3. Solo	25
3.1.4. Vegetação	26
3.1.5. Implantação e condução	26
3.2. Métodos	32
3.2.1. Características fisiográficas das microbacias	32

3.2.2. Precipitação pluviométrica	33
3.2.3. Escoamento superficial da água de chuva	34
3.2.4. Arraste de sedimentos, qualidade de água e balanço de nutrientes ...	37
3.2.5. Análises	39
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
4.1. Características fisiográficas das micro- bacias	41
4.2. Precipitação pluviométrica e escoamento superficial da água de precipitação	42
4.3. Perda de sedimentos	74
4.4. Características físico-químicas da água de precipitação e escoamento	79
4.5. Balanço de nutrientes	86
5. CONCLUSÕES	90
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	96

LISTA DE FIGURAS

Figura nº	Página
1. Localização da área experimental no Estado do Rio Grande do Norte	23
2. Croqui das microbacias "A", "B" e "C" da área experimental em Cruzeta - RN	27
3. Aspecto da área da microbacia "A", desmatada e coveada para o plantio das algarobeiras ...	29
4. Vista parcial da parte superior da microbacia "A" em dezembro de 1989	29
5. Vista da microbacia "B" mantida desmatada ...	30
6. Vista parcial, na parte superior da foto, da microbacia "C" na época seca	30
7. Vista parcial, na parte superior da foto, da microbacia "C" na época chuvosa	31
8. Vista da estação linimétrica	35
9. Vista do linígrafo na estação linimétrica e do pluviógrafo da área experimental	36
10. Porcentagem de chuva por classe de precipitações, e relação percentual entre o total das chuvas de cada classe e o total de precipitação médio anual para os seis anos	45

Figura nº	Página
11. Porcentagem de chuvas nas diferentes classes de intensidade para os tempos de P10, P20, P30 e P60, durante o período experimental ...	46
12. Valores diários de escoamento superficial da água de chuva nas bacias em 1984	51
13. Valores diários de escoamento superficial da água de chuva nas bacias em 1985	51
14. Valores diários de escoamento superficial da água de chuva nas bacias em 1986	52
15. Valores diários de escoamento superficial da água de chuva nas bacias em 1987	52
16. Valores diários de escoamento superficial da água de chuva nas bacias em 1988	53
17. Valores diários de escoamento superficial da água de chuva nas bacias em 1989	53
18. Histograma da chuva ocorrida em 10/03/85, período experimental inicial, e respectivo hidrograma do escoamento superficial nas microbacias experimentais	61
19. Histograma da chuva ocorrida em 15/04/89, período experimental final, e respectivo hidrograma do escoamento superficial nas microbacias experimentais	62

Figura nº	Página
20. Gráfico das equações de regressão entre o escoamento e a precipitação para as microbacias "A" e "C" em 1984, 1985, 1986 e 1989	69
21. Perda de sedimentos, depositados nos tanques das microbacias "A", "B" e "C", por escoamento superficial da água de chuva em 1984	74

LISTA DE TABELAS

Tabela nº	Página
1. Dados pluviométricos da Estação Meteorológica de Cruzeta - RN	24
2. Características fisiográficas das microbacias "A", "B" e "C".....	41
3. Precipitação anual (mm) para as bacias de 1984 a 1989	43
4. Valores de escoamento (mm), precipitação (mm) e coeficiente de escoamento anuais (%) para as microbacias de 1984 a 1989	54
5. Coeficientes de correlação simples para 10 variáveis para cada microbacia e geral com dados hidrológicos coletados de 1984 a 1989	65
6. Coeficientes de regressão para a estimativa do escoamento superficial da água de chuva nas microbacias e geral	67
7. Coeficientes de regressão para a estimativa do pico de escoamento por microbacia e geral	68
8. Coeficientes de regressão para a estimativa dos escoamentos anuais nas microbacias "A" e "C" através dos dados de quantidade de precipitação	71

Tabela nº	Página
9. Testes "t" entre os coeficientes anuais de regressão para as microbacias "A" e "C"	72
10. Altura média e diâmetro médio de copa da plantação de algarobeiras na microbacia "A" em diferentes datas	72
11. Sedimentos depositados anualmente nos tanques das microbacias "A", "B" e "C" pelo escoamento superficial em Kg/ha	76
12. Valores médios anuais das análises dos parâmetros de qualidade da água das precipitações ocorridas nas microbacias "A", "B" e "C" no período de 1984 a 1988	80
13. Valores médios anuais dos parâmetros de qualidade da água dos escoamentos superficiais da água de chuva nas microbacias "A", "B" e "C" no período de 1984 a 1988	83
14. Entrada de nutrientes pela precipitação (1) e a perda por escoamento superficial da água de chuva nas bacias "A", "B" e "C" em Kg/ha nos anos de 1984, 1985, 1986, 1987 e 1988	87
15. Balanço de nutrientes em Kg/ha.ano para as microbacias "A", "B" e "C" durante o período experimental	88

EFEITOS DO REFLORESTAMENTO E DO DESMATAMENTO SOBRE A
HIDROLOGIA, EROSÃO DE SOLO E FLUXO DE NUTRIENTES EM
MICROBACIAS NO SEMI-ÁRIDO DO RIO GRANDE DO NORTE

Autor: GUILHERME DE CASTRO ANDRADE

Orientador: PROF. DR. WALTER DE PAULA LIMA

RESUMO

O trabalho foi conduzido no nordeste brasileiro, em Cruzeta, RN (latitude $6^{\circ}26'$ S e longitude $36^{\circ}35'$ W) no trópico semi-árido. Durante o período de 1984 a 1989, foram feitas medições de precipitação, escoamento superficial, perda de sedimentos do solo e fluxo de nutrientes em três microbacias de aproximadamente 1,0 ha cada. Estas, receberam os seguintes tratamentos: "A" - desmatada e reflorestada com *Prosopis juliflora* (algaroba), realizando-se capinas totais nos dois primeiros anos e coroamento a partir do terceiro ano; "B" - desmatada, sendo que a vegetação de regeneração natural foi roçada uma vez por ano, antes do período chuvoso; e "C" - foi mantida com a vegetação nativa de caatinga.

A análise dos dados mostrou os seguintes resultados:

a) o somatório das quantidades precipitadas para as chuvas maiores que 20 mm representou, em termos médios para o período experimental, 59 % do volume total de precipitação anual; porém, no que se refere a intensidade das chuvas com duração igual ou maior do que uma hora, em média, 78 % destas tiveram valores inferiores a 20 mm/h;

b) no primeiro ano após o desmatamento nas microbacias "A" e "B" os coeficientes de escoamento superficial da água de chuva nestas foram cerca do dobro do verificado para a microbacia "C";

c) os totais de perda de sedimentos do solo foram também maiores (acima de 128%) para estas duas microbacias em comparação com o observado na microbacia "C" (248 Kg/ha);

d) durante o período de cinco anos de crescimento das algarobeiras, a microbacia "A" não apresentou alterações significativas no coeficiente de escoamento quando comparada com a microbacia testemunha;

e) foram encontradas perdas maiores de nutrientes pela lixiviação do solo no escoamento superficial da água de chuva nas microbacias "A" e "B" nos dois primeiros anos, as quais foram atribuídas conjuntamente ao desmatamento, destaca e aos valores altos de escoamento.

HIDROLOGY, EROSION AND NUTRIENT CYCLING OF SMALL
CATCHMENTS IN THE SEMI-ARID REGION OF THE STATE OF RIO
GRANDE DO NORTE, AS INFLUENCED BY THE CLEARING OF THE
NATURAL CAATINGA VEGETATION AND REFORESTATION WITH
Prosopis juliflora

Author: GUILHERME DE CASTRO ANDRADE

Adviser: PROF. DR. WALTER DE PAULA LIMA

SUMMARY

This study was conducted in a semi-arid environment in Northeastern of Brazil, at Cruzeta, RN (lat. 6°26'S and long. 36°35'W). From 1984 to 1989 precipitation, runoff, sediments and nutrients fluxes were monitored on a weekly basis on three small catchments of approximately 1.0 ha each. One of the catchment was clearcut followed by reforestation with *Prosopis juliflora* (A), one was clearcut (B) and one was kept with natural caatinga vegetation (C).

The results indicated that:

a) the rains events with more than 20 mm represented 59 % of the total volume of anual precipitation. Nevertheless, most of the rainfall had intensity smaller than 20 mm/hour (78 %);

b) in the first year after clearcutting, the runoff expressed as a percent of rainfall was double from catchments "A" and "B" as compared to catchment "C";

c) the total sediment losses from catchments "A" and "B" were also greater (above 128%) than those observed from catchment "C";

d) during the five-year period of Prosopis plantation, catchment "A" did not show any significant change in hydrologic response, as compared to the control catchment;

e) the greatest nutrient losses found through soil leached by runoff in the first and second year, were attributed to a combination of clearcut with stump removal and high value of runoff.

1. INTRODUÇÃO

Devido às condições ecológicas e climáticas, um problema sério no nordeste é o da captação, armazenamento e maximização do uso da água de precipitação, que na região semi-árida distribui-se de maneira irregular, havendo períodos cíclicos de alguns anos de seca. Com relação ao ciclo da água nesta região, estima-se que cerca de 10% da precipitação dá origem aos cursos d'água, que são intermitentes, os outros 90% restantes perdendo-se por evaporação (SALATI et alii, 1981).

Diante destas circunstâncias, uma das práticas adotadas para a viabilização e ampliação das atividades agrícola e pastoril, como da própria permanência do homem no semi-árido, é a construção de pequenos açudes, a nível de microbacias hidrográficas, muito utilizada para o armazenamento da água de precipitação e do seu escoamento superficial no solo pelos canais de drenagens naturais. Outra técnica empregada é a açudagem ao longo de riachos e

rios, para represar a água procedente de suas bacias hidrográficas, as quais geralmente apresentam fluxo de água somente durante a estação chuvosa.

Paralelamente ao aumento da capacidade de armazenamento e utilização de água, ocorre também o desenvolvimento da agricultura e pecuária, assim como o crescimento populacional e industrial, os quais demandam basicamente produtos florestais regionais. Desta forma, a vegetação nativa vem sendo muito explorada no meio rural nordestino, principalmente como fonte de energia, através da lenha e do carvão. Esta intensa utilização de recursos naturais, sem que os programas de reflorestamento existentes assegurem a necessária reposição florestal, traz implicações para o equilíbrio ecológico da região, tendo em vista que resulta na devastação sistemática da já rarefeita cobertura vegetal.

A retirada da vegetação tem seus efeitos sobre a hidrologia local. HIBBERT (1983), revisando trabalhos em diferentes bacias hidrográficas, concluiu que a redução da cobertura vegetal aumenta a produção de água, porém com respostas bastantes variáveis a modificações realizadas, que, segundo NICOLSON (1988), seriam pela diversidade de fatores como as características do solo, tipo de vegetação, regime climático e o grau, tipo e duração dessas alterações. Por outro lado, este acréscimo na pro-

dução de água pode reduzir a capacidade de armazenamento de água dos açudes, devido ao processo de erosão e sedimentação nos terrenos desprotegidos das bacias hidrográficas (BERGLUND et alii, 1981). O processo de erosão, além do mais, é responsável pela perda da camada superficial do solo, que contém a maior porcentagem de nutrientes, concorrendo assim para a diminuição da capacidade produtiva do solo e para alterações na qualidade da água dos açudes.

A restauração da cobertura florestal da região semi-árida do nordeste do Brasil já despertava cuidados e preocupações desde o começo deste século (LOFGREN, 1982). A necessidade dessa restauração vegetal pode ser analisada sob três aspectos. Primeiro, assegurar o fornecimento de madeira de modo a atender a demanda regional de energia (carvão e lenha) e de matéria prima para atividades rurais (SANTANA, 1982). Em segundo lugar, estabelecer uma política adequada para o uso do solo, através da exploração racional da vegetação nativa, combatendo os efeitos da erosão e atenuando os efeitos do escoamento superficial. O terceiro item diz respeito à proteção dos mananciais, bem como das bacias hidrográficas dos açudes e reservatórios existentes na região, proteção essa que é muito importante do ponto de vista de ciclagem de nutrientes e da qualidade de água nesses ecossistemas.

Diversos estudos sobre espécies para reflorestamento no semi-árido nordestino indicam a algarobeira, *Prosopis juliflora* (SW)DC, introduzida no nordeste no início da década de 40, pelo seu grande potencial para a produção de madeira e forragem na região, a qual vem sendo plantada e disseminada pelo gado em grande escala, particularmente no Estado do Rio Grande do Norte.

Com relação às potencialidades da mata nativa do Rio Grande do Norte (RN), RIEGELHAUPT (1985a) relata que o incremento médio anual da caatinga, que cobre 87% das áreas de florestas nativas no Estado, tem sido estimado entre 0,25 a 0,50 m³/ha/ano. Portanto, para a área de 2,9 milhões de ha, que é a extensão deste tipo florestal no Estado, o incremento anual é de 0,7 a 1,4 milhões de metros cúbicos. Ainda conforme o autor, o consumo domiciliar e industrial de lenha e carvão estimado no RN foi de 2,2 milhões de m³/ano, para o ano de 1984, constatando-se um valor maior do que o incremento anual da vegetação nativa. Embora a participação dos energéticos florestais no consumo de energia do Estado tenha diminuído de 38,7% (1983) para 30,3% (1988), ela é crescente em termos absolutos: 5.348.946 esteres de lenha consumidos em 1988 (ZAKIA & VERSLYPE, 1990).

Consequentemente, pode-se afirmar que a aplicação de uma política de reflorestamento para fins

conservacionistas e energético, unida a medidas de preservação e manejo racional das florestas nativas no Estado, é hoje necessária tanto do ponto de vista sócio-econômico, como ambiental (RIEGELHAUPT, 1985b).

Estes aspectos nortearam a instalação em 1984 de três microbacias hidrográficas experimentais em Cruzeta-RN, como parte do programa de pesquisa florestal na região. Uma das microbacias foi reflorestada com algarobeira (*P. juliflora*), outra foi desmatada e a última mantida com a vegetação nativa (caatinga). Tais tratamentos foram estabelecidos para atingir os seguintes objetivos: estudar a hidrologia de microbacias hidrográficas no semi-árido; quantificar as perdas de sedimentos e o fluxo de nutrientes nas três microbacias; correlacionar o crescimento da algarobeira com as características hidrológicas da microbacia; acompanhar as possíveis alterações de qualidade de água em função dos diferentes usos do solo nas microbacias experimentais.

O presente trabalho contém a análise hidrológica pormenorizada dos primeiros 6 anos de dados coletados nestas microbacias experimentais.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Silvicultura e hidrologia

O manejo, a exploração e o estabelecimento de áreas florestais deve incluir a água como um produto muito importante,, sobretudo onde este recurso natural é fator limitante ao desenvolvimento , fato comum em grande parte do nordeste brasileiro e principalmente nos locais de clima semi-árido.

De acordo com CADIER (1984), o manejo da vegetação e da superfície do solo desenvolve um papel primordial sobre o ciclo da água nas regiões semi-áridas onde, em geral, os coeficientes de escoamento anuais da água de chuva são baixos e inferiores a 10%, com apenas um número reduzido de fortes chuvas causando escoamento em rios geralmente intermitentes. Nessas áreas onde a água é escassa, HIBBERT (1969) destacou que métodos como o desmatamento, ou a substituição da mata nativa por vegetação com menor demanda de água, poderiam ser empregados no manejo da vegetação nativa para se aumentar a produção de água,

através da redução na evapotranspiração. Evidentemente, à medida que a precipitação diminui, este efeito também se torna reduzido.

MOLCHANOV (1971) sugeriu também para bacias com problemas de déficit hídrico a seleção de espécies florestais de baixo consumo de água e a adoção de práticas silviculturais como a de povoamentos de baixa densidade e cortes seletivos da floresta para redução do consumo de água. Deste modo, a atividade florestal nas bacias e microbacias hidrográficas no semi-árido nordestino poderia ser orientada de modo a otimizar a água armazenada nos inúmeros açudes existentes na região. Contudo, com relação ao corte de florestas, LIMA (1986) advertiu que o mesmo pode produzir efeitos danosos aos recursos hídricos, quando acelera o processo de erosão e sedimentação, assim como efeitos diretos resultantes de operações silviculturais tais como o uso de fogo e uso de herbicidas.

Diversos trabalhos de hidrologia abordaram os efeitos da silvicultura e do uso do solo de uma maneira geral sobre a produção de água, erosão e qualidade de água em bacias hidrográficas.

2.1.1. Produção de água em bacias hidrográficas

O aumento ou a redução na produção de água em bacias hidrográficas, após uma alteração de sua cobertura vegetal, são principalmente motivados pela diferença na utilização da água na área modificada com relação a área original, ou seja, de prováveis mudanças na evapotranspiração local (HIBBERT, 1969; LIMA, 1971; KOCHENDERFER & WENDEL, 1983; HEWLETT et alii, 1984; TROENDLE & KING, 1985; VAN LEAR et alii, 1985; BLACKBURN et alii, 1986; LEITCH & FLINN, 1986; BORG et alii, 1988 e RIEKERK, 1989).

STONEMAN & SCHOFIELD (1989) referiram-se à silvicultura para a produção de água como consideravelmente mais atrativa em áreas de alta precipitação devido a uma resposta rápida, a uma maior produção de água por unidade de área desbastada e menores custos. Portanto, é de se esperar nas regiões de clima seco, como o semi-árido brasileiro, uma menor eficiência no manejo de áreas florestais para a obtenção de aumentos na produção de água em bacias hidrográficas.

Estudos sobre os efeitos do manejo da vegetação nativa sobre a hidrologia de bacias hidrográficas em regiões de baixa precipitação têm sugerido que o modelo de resposta depende das interações entre a cobertura vegetal,

o clima e a fisiografia individual das bacias. HIBBERT (1971) encontrou aumentos em torno de 330 mm ou mais na produção de água quando a precipitação anual esteve acima dos 930 mm, após a conversão da vegetação nativa do tipo "chaparral" em áreas de pastagem com gramíneas, em bacia hidrográfica com 655 mm médios anuais de chuva. Este resultado foi justificado pela possível redução da transpiração na substituição de arbustos com raízes profundas por gramíneas que usam menos água. O mesmo autor acrescentou que uma queda substancial nos aumentos de produção de água pode ser esperada nos anos de precipitação inferior à média.

Desenvolvendo estudos semelhantes, PREBBLE & STIRK (1987), em pequenas bacias planas com 720 mm de precipitação média anual, não encontraram alterações drásticas no escoamento superficial da água de chuva como resultado da conversão da vegetação nativa em pastagens melhoradas, devido provavelmente à baixa densidade da mata natural, onde a copa das árvores ocupa somente uma porção de 25% da superfície do solo.

Por outro lado, avaliando as influências do aumento da cobertura florestal sobre a produção de água, através dos dados de deflúvio em bacias hidrográficas reflorestadas naturalmente, após terem sido utilizadas em atividades agropastoris, LIMA (1971) observou uma tendên-

cia de redução, porém não significativa, no deflúvio anual dos córregos, que poderia ser explicada pela maior utilização de água no solo devido ao desenvolvimento da vegetação. Julgou-se que as mudanças no deflúvio ocorreram principalmente durante as primeiras fases da regeneração e sucessão da floresta, quando o acompanhamento hidrológico das bacias ainda não tinha sido iniciado. Já TRIMBLE et alii (1987), ao avaliarem dez bacias hidrográficas que foram reflorestadas de 10% a 28% de suas respectivas áreas, observaram reduções significativas na produção de água para a maioria das bacias, com uma tendência de maiores reduções em anos secos do que nos úmidos.

Com o propósito de se avaliar diferentes usos do solo, CASTRO (1980) acompanhou os dados de deflúvios em duas bacias, sendo uma com mata natural e outra com agricultura e pastagem. O autor obteve na bacia com mata um menor escoamento da água de precipitação, além de que o padrão de sua hidrógrafa, ou seja, da representação gráfica das variações do deflúvio com o tempo, mostrou um achatamento do pico de vazão, evidenciando assim o papel da cobertura florestal na regularização dos cursos d'água, melhorando a porosidade dos solos e facilitando a infiltração.

Um outro enfoque dado às pesquisas em bacias hidrográficas tem sido sobre os efeitos do tipo e da

intensidade de corte em florestas na produção de água e pico de vazão.

TROENDLE & KING (1985), avaliando bacias reflorestadas com coníferas, onde efetuaram-se cortes em faixas, constataram, após trinta anos da exploração, que os aumentos no pico de vazão e no deflúvio anual parecem retornar muito lentamente aos níveis registrados antes do corte, sendo até aquele momento influenciados principalmente pelos acréscimos na evapotranspiração com o crescimento da vegetação. Todavia BAKER (1986), monitorando bacias hidrográficas plantadas com *Pinus ponderosa*, submetidas a cortes total, parcial e em faixas, obteve aumentos significativos na produção de água entre seis a dez anos para diferentes cortes, sendo que nas bacias com corte em faixa esses aumentos, de uma maneira geral, foram menos duradouros.

Resultados diferentes foram obtidos por HSIA (1987), ao avaliar o efeito do corte raso da floresta com a remoção da madeira feita por cabos. O autor verificou que o volume de deflúvio não foi influenciado pelo corte da floresta; contudo, observou-se significativo aumento no pico de vazão quando as chuvas foram de pequeno porte, pois durante chuvas fortes e de longa duração houve evidências de que as características da hidrógrafa foram controladas preferencialmente pela chuva e por fatores

geomorfológicos, mais do que pela cobertura florestal. Também, MILLER et alii (1988) constataram, através de medições de escoamento e pico de vazão em pequenas bacias submetidas a corte total, seletivo e sem perturbação, que o volume de água no escoamento não aumentou significativamente devido às explorações florestais, o que foi motivado, aparentemente, pelo fato de que a permeabilidade do solo e da sub-superfície geológica permitiram a infiltração profunda às expensas do escoamento.

Monitorando quatro pequenas bacias e avaliando o efeito do corte seletivo e intenso e do desmatamento total seguido da regeneração da mata sobre suas hidrologias, BORG et alii (1988) previram que em três bacias os deflúvios provavelmente voltariam aos níveis anteriores após 15 anos de regeneração, enquanto que na quarta bacia, onde o deflúvio foi normalmente baixo em função da baixa precipitação e alto potencial de evapotranspiração, este poderia retornar ao nível anterior decorridos uns seis anos de regeneração.

Alguns trabalhos correlacionam o estado de umidade do solo com o escoamento superficial da água de chuva e pico de vazão em bacias hidrográficas. Pois na medida em que o teor de umidade do solo aumenta, mais próximo este ficará de sua capacidade de campo, e com isto uma certa quantidade de água adicional poderá saturá-lo, ge-

rando excedente hídrico

HEWLETT & DOSS (1984), comparando o coeficiente de escoamento direto de uma bacia desmatada, relativamente à sua situação inicial, com floresta, verificaram que o desmatamento promoveu um aumento de 22% para 31%, que ocorreu principalmente quando as condições anteriores de umidade do solo eram de moderada a seca. Entretanto o pico de vazão aumentou majoritariamente quando a umidade anterior era elevada. LEITCH & FLINN (1986) obtiveram resultados semelhantes na avaliação dos efeitos do desmatamento da floresta nativa e reflorestamento com *Pinus radiata* sobre o escoamento e pico de vazão numa bacia hidrográfica, com 1419 mm de precipitação média anual, comparando-a com uma outra bacia mantida sem perturbação. Foi verificado um aumento no deflúvio da bacia desmatada, o qual foi associado a uma maior umidade do solo, decorrente de uma menor evapotranspiração, sendo também observado que quando as bacias estiveram relativamente mais saturadas através de sucessivas chuvas, a presença ou ausência de cobertura florestal teve pouco efeito sobre os deflúvios. Quanto ao pico de vazão, e sua relação com a umidade do solo, o resultado foi divergente do encontrado por HEWLETT & DOSS (1984), ou seja, constatou-se que os aumentos foram maiores durante os períodos de pouco deflúvio e, portanto, de menor umidade na bacia desmatada.

Em situações de chuvas de pequeno porte, o corte raso de florestas aumenta o conteúdo de umidade do solo, o deflúvio anual dos córregos e o pico de vazão; entretanto, quando chuvas fortes ocorrem sobre solos úmidos, o volume de água escoado de uma bacia, apesar da cobertura florestal, se aproximará do volume precipitado (BEASLEY et alii, 1986; MILLER et alii, 1988; CHENG, 1989 e RIEKERK, 1989).

Em se tratando do semi-árido nordestino brasileiro, onde as chuvas se concentram em alguns meses do ano, ocorrendo com frequência chuvas sucessivas e também temporais de curta duração, tais relações podem ser úteis para a análise do comportamento hidrológico de suas bacias, o que será objeto dos métodos de análise a serem adotados neste trabalho.

Outros autores abordam as correlações existentes entre variáveis hidrológicas e variáveis de chuva e de vegetação. BROWN (1965), através de curvas de recessão das hidrógrafas de oito pequenas bacias na região semi-árida do Arizona, constatou maiores diferenças na declividade da curva de acordo com o tipo de vegetação e estação climática. SCHREIBER e KINCAID (1967), na mesma região, comprovaram que o escoamento médio tornou-se maior com o aumento da precipitação e diminuiu com o crescimento da vegetação, e OSBORN e LANE (1969), analisando dados hidro-

lógicos de quatro microbacias durante três anos, encontraram que em três microbacias a precipitação total foi a principal variável na determinação do volume de escoamento, enquanto que para a quarta bacia, a variável de maior correlação com o escoamento foi a máxima intensidade de chuva em 20 minutos.

HEWLETT e BOSCH (1984/85), através dos registros de chuva e deflúvio em pequenas bacias onde predominavam gramíneas e em bacias reflorestadas, com precipitações médias variando de 1200 mm a 2000 mm entre regiões, observaram que os deflúvios foram pequenos, e variaram pouco com as chuvas, em virtude de a maioria dessas bacias serem permeáveis e possuírem solos profundos, verificando uma maior influência do volume de chuva do que da intensidade.

2.1.2. Erosão de solo, qualidade de água e balanço de nutrientes em bacias hidrográficas

"O Nordeste brasileiro foi preservado até o presente dos fenômenos erosivos maiores encontrados no resto do País e nas outras regiões tropicais do mundo devido aos índices de erosividade médios de suas chuvas, aos coeficientes de erodibilidade médios ou fracos de seus solos, à grande extensão e às características de sua cobertura vegetal natural, à baixa intensidade de cultivos, e à

predominância da agricultura com emprego do trabalho manual ou animal. Porém este estado de equilíbrio entre o solo e seu meio natural e humano é precário, e uma simples exploração intensiva e mecanizada poderia por a terra em perigo" (LEPRUN, 1981).

Tratando-se de florestas, SOPPER (1975) mencionou que em geral a perda de nutrientes após o desmatamento é pequena e insignificante com relação ao estoque do sítio e, portanto, não compromete sua produtividade quando existem condições para regeneração ou novos plantios na área em questão. Contudo HEWLETT e DOSS (1984) recomendaram que no manejo da floresta se tenha um controle cuidadoso sobre práticas que exponham a superfície do solo à energia da chuva e do deflúvio, pois quando o solo está descoberto, intensidades normais de chuva são suficientes para despreender, transportar e depositar produtos da erosão nas regiões de menor altitude, e se o solo estiver solto, um pequeno escoamento pode arrastar uma grande quantidade deste. Sendo assim, é necessário a adoção de práticas florestais que minimizem a erosão do solo, reduzindo a perda de nutrientes no escoamento direto, e com isto mantendo a produtividade do sítio (McCLURKIN et alii, 1985).

SHERIDAN & HUBBARD (1987) consideraram que a taxa de transporte de materiais dissolvidos e suspensos

na água de escoamento é dependente da geologia, solos, cobertura vegetal e clima. Consequentemente, as características físicas e químicas do material transportado podem diferir amplamente entre regiões fisiográficas. CORNISH & BINNS (1987) também comentaram que a proporção na qual os nutrientes liberados pela exposição do solo são lixiviados está em função da absorção destes nutrientes pela vegetação e pela capacidade de troca catiônica (CTC) do solo. NAKOS & VOUZARAS (1988) relataram que a concentração de nutrientes num córrego aumenta quando as taxas de intemperismo da rocha e a decomposição dos resíduos orgânicos excedem a absorção de nutrientes pela vegetação e a CTC do solo.

Deste modo, tanto a erosão do solo quanto a qualidade da água em bacias hidrográficas são discutidas na literatura com base nas características de produção de água, clima, solo, vegetação, topografia e as técnicas de manejo das florestas e do solo à que foram submetidas as áreas em estudo.

A regeneração e a sucessão florestal em uma bacia desmatada conduz à diminuição do deflúvio e, consequentemente, das perdas de nutrientes. AUBERTIN & PATRIC (1974), analisando a qualidade da água após corte raso da floresta em pequenas bacias, verificaram que durante a estação de crescimento ocorreu um pequeno aumento na concen-

tração de íons na água do córrego, principalmente no primeiro ano. Argumentou-se que a retirada de grande parte dos resíduos vegetais após o desmatamento da bacia propiciou uma rápida revegetação, que por sua vez impediu a saída de um grande fluxo de nutrientes para fora do sítio.

PATRIC (1980), avaliando uma floresta latifoliada em região de precipitação média anual de 1450 mm, encontrou que o desbaste seletivo, com a redução de 13% da área basal, não afetou a produção e a qualidade da água. Por outro lado, verificou-se que o desmatamento de 91% na bacia aumentou significativamente o escoamento durante os quatro anos seguintes, causando maiores perdas de nutrientes no deflúvio dos córregos, porém dentro da faixa aceitável como taxa de erosão geológica. HEWLETT et alii (1984), ao avaliarem duas bacias hidrográficas florestadas em região de 1310 mm médios anuais de chuva, também concluíram que, apesar de uma das bacias ter sofrido corte raso, nenhum dos aumentos de íons encontrados representou uma ameaça para a qualidade de água ou para a fertilidade do solo.

De forma semelhante, MARTIN et alii (1984), verificando o impacto de cortes da floresta sobre a química de córregos, não constatarem grandes alterações na qualidade de suas águas. Entretanto, as maiores diferenças nos constituintes químicos da água foram detectadas para a

bacia totalmente desmatada, permitindo inferir que cortes parciais, cortes em faixa e faixas de proteção reduzem a grandeza das mudanças na química dos riachos.

RIEKERK (1985), ao avaliar a qualidade da água em bacias hidrográficas com drenagem deficiente, e submetidas a diferentes intensidades de preparo de solo, verificou um aumento nos níveis de vários parâmetros de qualidade de água, provocado pelo maior escoamento direto da água de chuva após a remoção da vegetação e preparo do solo, sendo proporcional à severidade ou intensidade de perturbação do sítio.

Em terrenos declivosos, valores altos de perda de solo associados com a preparação mecânica do sítio podem afetar negativamente a produtividade (VAN LEAR et alii, 1985).

BEASLEY et alii (1986), examinando os efeitos do desmatamento e plantio de *Pinus taeda* sobre a perda de sedimentos em pequenas bacias hidrográficas, após preparação mecânica e química dos sítios, encontraram, no primeiro ano pós-corte, aumentos significativos para a bacia com preparação mecânica do sítio. Este resultado foi devido, principalmente, ao maior escoamento direto após o desmatamento, pois as concentrações de sedimentos nas amostras das três bacias não diferiram estatisticamente.

McCLURKIN et alii (1987) não constatarem aumentos significativos na perda de sedimentos e na concentração de nutrientes na solução do solo após a remoção total da vegetação sem perturbação do piso da floresta.

Ainda sobre os efeitos de cortes parciais e totais de florestas sobre a qualidade da água, TIEDEMANN et alii (1988) concluíram, em bacias entre 24 ha e 128 ha, que os tipos de corte não causaram aumentos nas concentrações dos constituintes químicos no deflúvio o suficiente para afetar a potabilidade da água para o consumo humano, e os níveis quatro vezes mais elevados de nitrogênio obtidos na bacia de 128 ha não foram interpretados como ameaçadores à produtividade do sítio. FELLER & KIMMINS (1984), ao quantificarem os efeitos do corte raso e queima de resíduos florestais sobre a química da água de córregos, verificaram que a saída de nutrientes via deflúvio foi menor do que a exportação de nutrientes na remoção da madeira e nas perdas via atmosfera durante as queimadas.

Por outro lado, McCLURKIN et alii (1985) e NEARY et alii (1986) encontraram que as entradas de nutrientes na precipitação excederam as saídas via deflúvio, mesmo após o desmatamento, e portanto não comprometeram a produtividade dos sítios nem a qualidade das águas nas respectivas regiões.

Em pesquisa sobre a entrada de nutrientes em bacias hidrográficas, após a conversão de floresta nativa de eucaliptos em plantação de pinheiros, HOPMANS et alii (1987) verificaram, durante seis anos, uma maior entrada de nutrientes nos anos de baixa precipitação, que foi atribuída à maior contribuição relativa de nutrientes via partículas secas e poeira neste período.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área Experimental

3.1.1. Localização

O ensaio foi conduzido na base física de Cruzeta (RN), da Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Norte, EMPARN, à $6^{\circ}26'$ latitude sul, e $36^{\circ}35'$ de longitude a oeste de Greenwich, numa altitude aproximada de 226 metros, localizada na microrregião homogênea do Seridó (Figura 1).

O relevo na região Seridó é, em geral, suavemente ondulado, apresentando uma rede hidrográfica bem desenvolvida, mas com os cursos de água, em sua maioria, intermitentes.

3.1.2. Clima

O clima é do tipo semi-árido, com secas cíclicas, classificado por Kooppen como BSw'h'. Tomando-se como referência os dados da estação meteorológica do município de Cruzeta, situada a menos de 1000 metros da área experimental, verificou-se que de 1930 a 1983, a precipitação média anual foi de 544 mm, concentrada nos cinco meses iniciais do ano, (Tabela 1). A umidade relativa média anual foi de 61,7%, temperatura média anual entre 22°C (médias das mínimas) e 33°C (média das máximas), e uma duração de insolação de 3.072 hora/ano. As direções predominantes dos ventos são sudeste e nordeste, ambas no sentido do litoral para o continente.

Figura 1 - Localização da área experimental no Estado do Rio Grande do Norte.

Tabela 1. Dados pluviométricos da Estação Meteorológica de Cruzeta-RN.

ANOS	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ	TOTAL
1938	34.2	1	125	148	85.5	10	2.8	1	1	1	1	1	405.5
1939	87.9	55	152.2	43.2	1	59.2	20	4.5	17.6	47.2	1	1.7	488.5
1940	112.3	101.9	328.8	156.7	186.5	18.3	1	4.3	1	1	2.4	7.3	919.5
1941	1	73.6	73.4	20.5	14.6	23	10.4	4.8	1	1	1	1	220.3
1942	3	53.5	54.6	26.6	39.2	12.5	1.4	1	4.2	19.5	1	9.1	223.6
1943	28	27.3	169.6	48.6	21.8	10.6	34	1	1.2	1	1	10.4	351.5
1944	12	63.2	244.4	232.4	26.2	26.8	18.7	1	1	1	1	19.2	642.9
1945	30	167.7	40.2	118.8	134.6	29.4	5.6	1	1	4	1	17.4	547.7
1946	66.6	19.6	116.6	75.2	21.4	23.2	1	1	1	1	1	17.6	340.2
1947	46.8	96.8	196.6	252.4	41.8	2.2	1	5	1	1	68	38.2	747.8
1948	10.6	18	116.8	107.2	112.6	35.8	6.8	7	5.4	1	9.2	1.2	430.6
1949	20.6	61.8	31.6	108.4	147.2	22.2	1	2.8	1	1	26.8	1	422.4
1950	82	10.6	102.8	354.2	10.6	5	1	1	1	1	1.4	26.8	503.4
1951	3	9.2	28.2	2.6	37	33.6	1	1	1	1	1	38	151.6
1952	30.2	54.3	144	108.8	95.3	23.2	1	1	1	1	1	53.2	509.0
1953	1	59.8	42	25	19.8	46	1	1	1	1	1	1	192.6
1954	1	92.8	101.4	159.8	71.2	34	1	1	1	1	1	1	459.2
1955	31	162.4	173	82.2	102.8	1	1	1	1	1	1	1	551.4
1956	32.8	48.4	107.6	105.2	24.4	32.2	8.6	1	1	1	1	1	359.2
1957	117	13.6	265	175.8	29.6	1	5	4.4	1	1	1	11.4	621.8
1958	22	35.6	16.8	1	63	6	41.4	1	1	1	1	1	184.8
1959	83.4	142	87	33.2	19	72	1	1	15.6	1	1	1	452.2
1960	18.8	25.6	381.4	65.8	14	38	22.6	1	1	1	1	1	566.2
1961	126	236.4	195.9	196	40.2	4.6	13.8	1	1	.5	1	1	813.4
1962	3.6	31.3	286.1	134.9	41.3	14	11.5	1.5	16.3	6	1	18.4	564.9
1963	90.9	281.9	324.9	133.1	11.8	12.6	4.3	1	1	1	57	203.5	1120.
1964	141	274.6	252.8	212.5	132.1	68.8	104.1	13.1	29.2	1	1	1	1228.
1965	55.8	56.6	190.2	266.6	76.2	68.7	7	1	1	1	1	4.8	725.9
1966	9.9	273.2	26.9	277.6	69.6	40.3	28.7	1	1	1	6.3	3.1	735.6
1967	1.1	94.5	182.7	113.3	14.2	5.8	40.2	4.4	1.5	1	1	30.8	488.5
1968	110.9	26.8	248.8	129	147	7.7	1	1	1	1	1	15.6	685.8
1969	25.8	105.5	293.4	231.5	69.2	11.4	45	9.3	1	1	1	.8	791.9
1970	119.2	26.6	91.9	77.6	4.8	1	4.5	1	1	1	6.7	29.9	361.2
1971	68.2	82.9	192.9	209.7	29.3	16.1	12.9	2.4	1	3.7	4.9	1	623.0
1972	1.5	146.4	112.3	171.1	23.1	10	3.4	34.8	1	1	1	114.4	617.0
1973	30.6	46.5	103.8	143.8	163.6	72.8	30.4	16	5.6	13.1	1	11.8	638.0
1974	115	100.8	165.1	395.1	145.9	33.7	77	1.1	16.1	.4	1	1	1050.
1975	15.6	123.9	311.5	315.9	154.9	8.9	90.3	5.8	1.8	3.6	1	12.7	1045.
1976	11	88.1	224.9	101.2	27.2	29.4	14.3	1	.7	27.2	1	4.5	529.5
1977	140	87.9	159.2	393.7	75.9	42.7	21.8	.1	1.4	2.5	1	10.3	935.5
1978	6.3	105.5	251	151.1	70.1	33.9	60.9	6	2.1	1	2.9	1	690.8
1979	39.6	78	35.6	121.8	57.4	21.9	22.5	2.1	20.1	1	1.2	25.2	425.4
1980	15.9	155.7	53.4	14.1	6.3	46.9	4.4	.1	.8	.3	6.3	1.5	305.7
1981	84.1	6.4	215.7	69.7	1	.9	1	.1	1	1	1	46	423.9
1982	3.2	70.9	23.6	223.1	20.9	19.6	7.9	18.8	5.7	1	9.9	14.4	419.0
1983	32.8	129.1	29	69.8	19.3	1	.3	4.8	1	1	1	1	285.1

3.1.3. Solo

O solo na área do ensaio é do tipo bruno não cálcico. Esta classe ocupa áreas de aspecto relativamente uniforme na região do Seridó, sendo normalmente associada aos solos litólicos eutróficos, bruno não cálcico vértico, podzólico vermelho amarelo equivalente eutrófico e algumas vezes com solonetz solodizado. São solos relativamente rasos sendo comum a presença de pavimento desértico constituído por calhaus e matacões de quartzo rolados, desarestados e semi-desarestados, espalhados pela superfície do solo (BRASIL, 1971).

Quanto à formação geológica, ocorre em áreas do Pré-Cambriano, sendo derivados de vários tipos de rochas, não muito ácidas, contendo geralmente minerais máficos. São solos que apresentam grau de intemperização pouco avançado, com boa reserva de minerais primários de fácil intemperização, principalmente biotita e feldspato, que quando intemperizados constituem fonte de nutrientes para as plantas. Possuem alta capacidade de troca de cá-tions e uma grande saturação de bases (BRASIL, 1971).

3.1.4. Vegetação

A vegetação natural, em sua maior parte, é a caatinga hiperxerófito arbustiva, pouco densa e aberta, onde destacam-se as seguintes espécies de porte arbóreo-arbustivo: jurema preta (*Mimosa hostilis*), pereiro (*Aspidosperma pirifolium*), marmeleiro (*Croton hemiargyreus*), catingueira (*Caesalpinia pyramidalis*), mofumbo (*Cobretum leprosum*), angico (*Piptadenia macrocarpa*), pinhão bravo (*Jatropha pohliana*), aroeira (*Schinus aroeira*), faveleiro (*Cnidoscolus phyllacanthus*), umbuzeiro (*Spondias tuberosa*), juazeiro (*Zizyphus joazeiro*), maniçoba (*Manihot* spp), pau-ferro (*Caesalpinia leiostachya*), jurema branca (*Pithecolobium dumosum*), acompanhados, às vezes, de cactáceas (mandacaru - *Cereus* spp). No estrato herbáceo notam-se algumas gramíneas (capim panasco - *Aristida adscensionis*), leguminosas e pequenos cactos (quipá - *Opuntia* sp e coroa de frade - *Melocactus* sp).

3.1.5. Implantação e condução

A área experimental é constituída de três microbacias, denominadas "A", "B" e "C", que contribuem, durante o período chuvoso, para o abastecimento de um pequeno açude. Realizou-se um levantamento planialtimétrico para a determinação das características fisiográficas das referidas microbacias, as quais foram respectivamente sub-

metidas aos seguintes tratamentos: reflorestamento com algarobeira [bacia "A"], eliminação total da vegetação [bacia "B"] e conservação da cobertura natural de caatinga [bacia "C"] (Figura 2).

Figura 2 - Croqui das microbacias "A", "B" e "C" da área experimental em Cruzeta - RN.

Na bacia "A", o reflorestamento com algarobeira foi efetuado na segunda quinzena de fevereiro de 1984, precedido do desmatamento manual de toda a vegetação natural, sem o uso de aração ou gradagem. O plantio foi realizado em covas abertas com dois meses de antecedência,

apresentando dimensões de 35cm X 35cm X 35cm, no espaçamento de 3m X 3m (Figura 3). No ato do plantio fez-se um meio-círculo de captação de água de chuva para cada muda, localizado no sentido de maior declividade do terreno. Os tratos culturais consistiram de duas capinas por período chuvoso, sendo totais para os anos de 1984 e 1985 e parciais, somente a redor da muda, para os outros anos. Foram feitas medições de altura e raio de copa, com amostragens anuais, variando de 10% a 25% das 1160 árvores iniciais da bacia, para os anos de 85, 86, 87 e 90. A Figura 4 é uma vista parcial da situação das algarobeiras em dezembro de 1989.

Na bacia "B", o corte total da mata nativa foi feito manualmente em dezembro de 1983; nos anos seguintes, a vegetação que se desenvolveu na área foi cortada através de uma roçada, realizada sempre no final do período seco (Figura 5). Tanto para a bacia "A" quanto para a bacia "B", após o desmatamento inicial, realizou-se uma destoca dos arbustos e árvores existentes. A bacia "C" foi mantida com sua vegetação natural, a caatinga (Figuras 6 e 7).

Figura 3 - Aspecto da área da microbacia "A", desmatada e coveada para o plantio das algarobeiras.

Figura 4 - Vista parcial da parte superior da microbacia "A" em dezembro de 1989.

Figura 5 - Vista da microbacia "B" mantida desmatada.

Figura 6 - Vista parcial, na parte superior da foto, da microbacia "C" na época seca.

Figura 7 - Vista parcial, na parte superior da foto, da microbacia "C" na época chuvosa.

3.2. Métodos

3.2.1. Características fisiográficas das microbacias

Através do mapa da área experimental, confeccionado a partir do levantamento plani-altimétrico, foram determinadas as seguintes características das bacias: área, declividade, amplitude altimétrica, fator de forma e densidade de drenagem.

Com o auxílio de um planímetro determinou-se a área das três bacias. Para o cálculo da declividade média (D) de cada bacia utilizou-se a fórmula de WISLER & BRATER (1964):

$$D = \frac{l \cdot d}{A}$$

onde "l" é o somatório dos comprimentos das curvas de nível em metros (m); "d" é a distância vertical das curvas de nível (m); e "A" é a área da bacia (m²). A amplitude altimétrica foi determinada pela diferença entre a elevação máxima e a mínima de cada bacia. O fator de forma (F) e a densidade de drenagem (DD) das bacias foram calculados pelas fórmulas desenvolvidas por HORTON (1932):

$$F = \frac{A}{L^2}$$

onde "A" é a área da bacia (m²) e "L" é o comprimento do eixo da bacia em metros (da estação medidora da vazão ao ponto mais longínquo da área).

$$DD = \frac{L}{A}$$

onde "L" é o comprimento de todos os canais de drenagem (Km) e "A" é a área da bacia (Km²).

3.2.2. Precipitação pluviométrica

Nas bacias em estudo foram instalados oito pluviômetros de acrílico, e um pluviógrafo de rotação diária, distribuídos equitativamente nas três bacias. A precipitação média diária em cada bacia foi obtida pela média dos valores registrados nos seus respectivos pluviômetros, entrando também nos cálculos os valores registrados no pluviógrafo, que forneceu ainda os dados de hora inicial, duração e intensidade das chuvas. Para isto, ao longo do registro da precipitação no diagrama do aparelho, foram delimitados segmentos, onde cada um correspondeu a uma altura de chuva em um intervalo de tempo, calculando-se a seguir as intensidades de chuva, em mm/h, para os tempos

de 10, 20, 30 e 60 minutos, ou seja, o valor máximo de precipitação encontrado para cada intervalo de tempo no decorrer da chuva, as quais foram denominadas de P10, P20, P30 e P60.

Os dados de precipitação média nas bacias foram distribuídos em classes com intervalo de 5 mm, sendo calculados para cada ano de observação a frequência de chuvas por classe, e a relação do somatório das chuvas em cada classe, com o total de precipitação analisado. Efetuou-se também uma distribuição anual das intensidades de chuva, em intervalos de classes variados para os tempos considerados.

3.2.3. Escoamento superficial da água de chuva

Foram construídas estações linimétricas nas bacias "A", "B" e "C", para os registros diários do escoamento superficial. Cada estação linimétrica foi equipada com um linígrafo de rotação, diária, marca Stevens Type F Recorder Model 68, uma régua linimétrica, um vertedor triangular de 90°, um tanque de 6m² (3m X 2m), em comunicação com um poço tranquilizador, com coletores de entrada e saída de água de escoamento (Figuras 8 e 9).

O procedimento para tabulação do diagrama do linígrafo foi baseado em JOHNSON & DILLS (1956) e DNAEE

(1970). Resumidamente, constituiu-se na integração do hidrograma de chuva através da marcação de segmentos em seu traçado, onde cada segmento teve uma vazão média em l/s, obtida pela fórmula do vertedor triangular de 90° (BOS, 1976):

$$Q = 1,34 \cdot h^{2,48}$$

onde h é a altura da lâmina de água no vertedor, em metros.

Figura 8 - Vista da estação linimétrica

Figura 9 - Vista do linígrafo na estação linimétrica e do pluviógrafo da área experimental.

Na falta de algum registro diário de escoamento nas bacias, por problemas técnicos, procedeu-se à exclusão da precipitação correspondente a este dia, para o cálculo do coeficiente anual de escoamento da respectiva bacia.

Os valores diários de precipitação (mm) e de escoamento (mm) foram utilizados para o cálculo dos coeficientes de escoamento superficial da água de chuva nas três microbacias. Selecionaram-se hidrogramas de chuva combinados com os respectivos histogramas de chuva, ou seja, da representação gráfica das variações da intensidade da chuva com o tempo, para discussões sobre o comportamento hidrológico das bacias no decorrer das avaliações do ensaio.

3.2.4. Arraste de sedimentos, qualidade da água e balanço de nutrientes

Os sedimentos transportados das bacias via escoamento superficial que ficaram retidos nos tanques das estações linimétricas foram periodicamente retirados, secos ao sol e pesados, para o cálculo da perda anual de sedimentos por bacia.

As coletas das amostras da água de escoamento em cada bacia e da água de chuva nos pluviômetros foram feitas no dia seguinte à ocorrência de vazão nos vertedores. Imediatamente, tais amostras foram analisadas quanto ao pH, utilizando-se um potenciômetro portátil marca Micronal, e condutividade elétrica, também com aparelho portátil marca Digimed CD-2P. As amostras coletadas após cada vazão foram armazenadas, e dos totais semanais reti-

rou-se um volume de 1,5 litros por fonte de coleta para análise química, segundo o procedimento do laboratório de análise de água da Companhia de Desenvolvimento dos Recursos Minerais do Rio Grande do Norte em Natal-RN, com a determinação dos seguintes elementos: cálcio, magnésio, sódio, potássio e cloro e carbonato de cálcio (alcalinidade).

Através do total de precipitação e de escoamento superficial anual da água de chuva nas microbacias, obteve-se a entrada e a saída de nutrientes por bacia na área experimental. Utilizou-se para este cálculo a média anual das concentrações para cada nutriente nas amostras semanais de chuva e escoamento das microbacias. A diferença entre a entrada pela precipitação e a saída via escoamento foi definida neste trabalho como o balanço de nutrientes nas microbacias e o termo nutriente foi usado de forma genérica, incluindo também elementos que podem não ser essenciais para o crescimento da planta. Por sua vez os valores médios de pH e condutividade elétrica foram obtidos das amostras diárias da água de chuva e da água de escoamento das microbacias.

3.2.5. Análises

Como não houve um período anterior aos tratamentos de medições do escoamento e da qualidade da água nas microbacias, ou seja, um período de calibração, no qual, após os tratamentos, mantém-se uma bacia como testemunha, as inferências obtidas no presente trabalho devem levar em conta esta fragilidade estatística, devido a não existir um controle climático, o que não permite separar os efeitos deste daqueles decorrentes das alterações de cobertura vegetal efetuadas nas bacias.

Para a análise estatística procedeu-se:

a) cálculo de coeficiente de correlação simples entre as variáveis de escoamento e as de precipitação, onde foram efetuadas análises para bacias individualizadas e conjuntamente (geral);

b) regressão múltipla, passo a passo, para se determinar as variáveis de precipitação e os modelos correspondentes à estimativa das variáveis de escoamento nas microbacias e geral;

c) regressão linear simples com as variáveis hidrológicas de maior correlação para se comparar os resultados anuais na bacia reflorestada e na bacia com ca-

atinga, com a utilização de testes de comparação entre os coeficientes angulares e entre os interceptos das equações de regressão anuais. Para ambos foram efetuados o teste "t", adequado para testar hipóteses quando o número de observações da amostra é pequeno (KUPPER, 1985).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Características fisiográficas das microbacias

Na tabela 2 encontram-se os resultados das características fisiográficas das bacias.

Tabela 2. Características fisiográficas das microbacias "A", "B" e "C".

Características	Microbacias		
	"A"	"B"	"C"
Área (m ²)	10.442	14.042	13.055
Declividade média (%)	13,4	10,7	11,6
Amplitude altimétrica (m)	11,0	9,5	14,0
Fator de forma	0,308	0,737	0,326
Densidade de drenagem (Km/Km ²)	13,41	24,21	14,55

Considerando as características das microbacias, verifica-se que a microbacia "A" possui uma menor área porém uma maior declividade, ocorrendo o inverso para a "B", enquanto que a "C" apresenta valores intermediários.

rios em área e declividade, relativamente às duas primeiras. A maioria das características de uma bacia está correlacionada com a sua área; já a declividade tem relação importante com a infiltração, o escoamento superficial e a umidade do solo. Estas duas características, assim como a amplitude altimétrica, não diferiram muito entre as microbacias.

Por último, o fator de forma e a densidade de drenagem, calculados segundo HORTON (1932), foram semelhantes para as microbacias "A" e "C", que tiveram valores inferiores aos da microbacia "B". Para a primeira característica, o valor tendendo a 1,0, microbacia "B", indica um formato próximo a um círculo, enquanto que os valores tendendo a zero, microbacias "A" e "C", estão coerentes com a forma estreita e alongada de ambas. A densidade de drenagem está relacionada com o tempo gasto para a saída do escoamento superficial da bacia, e portanto quanto maior a densidade, menor é este tempo.

4.2. Precipitação pluviométrica e escoamento superficial da água de precipitação

Analisando a Tabela 1, apresentada no item 3.1.2., observa-se que nos cinco anos que antecederam a coleta de dados deste experimento, as precipitações médias anuais registradas na estação experimental de Cruzeta-RN

estiveram abaixo da média desta série histórica de 54 anos, que é de 544 mm.

Os totais anuais de precipitação média por microbacia coletados no período 1984 a 1989 encontram-se na Tabela 3.

Tabela 3. Precipitação anual (mm) para as bacias de 1984 a 1989.

Bacia	Precipitação anual (mm)					
	1984	1985	1986	1987	1988	1989
"A"	700,6	1178,4	904,1	477,0	605,2	637,7
"B"	713,1	1170,4	902,3	471,6	606,7	627,5
"C"	741,0	1187,1	937,4	476,3	608,9	641,7
Média	718,2	1178,6	914,6	475,0	606,9	635,6

Observa-se que as microbacias tiveram precipitações totais anuais muito semelhantes, devido ao fato de serem pequenas e situarem-se próximas uma das outras. Verifica-se também na Tabela 3 que apenas no ano de 1987 a precipitação esteve abaixo da média de 544 mm. Já para 1985 e 1986, os valores foram bem superiores a esta média. As variações na produção de água em bacias hidrográficas, de um modo geral, estão bastante relacionadas com as variações de ano para ano nas quantidades e também na distribuição das chuvas (LEITCH & FLINN, 1986; CHENG, 1989).

Os histogramas anuais relativos às porcentagens de chuvas por classes de precipitação, à relação percentual entre o total das chuvas em cada classe e o total de precipitação anual, e à porcentagem de chuvas nas diferentes classes de intensidade, para cada tempo considerado, foram analisados para cada ano individualmente. As Figuras 10 e 11 mostram estas características em termos médios para o período experimental. Verifica-se que as precipitações entre 5 e 10 mm foram as mais frequentes em todos os anos, com exceção de 1984, onde o intervalo de precipitação de 0 mm a 5 mm apresentou a maior porcentagem. As precipitações entre 0 mm e 20 mm representaram no mínimo 67% das precipitações em cada ano e desta forma evidencia-se uma frequência maior para as chuvas de pequeno porte na região. Contudo, a relação do total das precipitações dentro da faixa de 0 mm a 20 mm com o total anual foi, no máximo, equivalente a 48% (1989), indicando que as chuvas maiores que 20,0 mm contribuíram acima de 52% para com a precipitação total anual.

Com relação às intensidades das precipitações, observa-se que para todos os tempos e anos considerados as classes de menores intensidades foram mais frequentes, confirmando a erosividade média das chuvas no nordeste citada por LEPRUN (1981). Todavia, algumas diferenças entre anos são destacadas.

Figura 10 - Porcentagem de chuva por classe de precipitação, e relação percentual entre o total das chuvas de cada classe e o total de precipitação médio anual para os seis anos.

Figura 11 - Porcentagem de chuvas nas diferentes classes de intensidade para os tempos de P10, P20, P30 e P60, durante o período experimental.

Em 1986, o somatório das porcentagens de chuvas pertencentes às duas classes inferiores de intensidade, para cada tempo considerado (P10, P20, P30 e P60), foi sempre maior do que a soma das porcentagens destas classes nos demais anos, enquanto que em 1987 ocorreu o oposto, isto é, estas porcentagens somadas foram sempre inferiores às dos anos restantes, indicando respectivamente que as precipitações com maiores intensidades foram menos frequentes em 1986 e mais frequentes em 1987.

Considerando a intensidade máxima em 30 minutos (P30), obteve-se a seguinte ordem decrescente para os anos, com relação às porcentagens de chuvas com intensidade maior do que 20 mm/h: 1987 (47,1%); 1984 (42,9%); 1989 (42,3%); 1985 (39,1%); 1988 (37,5%); e 1986 (29,2%).

Os valores diários anuais de escoamento superficial encontram-se nas figuras 12, 13, 14, 15, 16 e 17. Em 1984, primeiro ano após o desmatamento nas microbacias "A" e "B", verifica-se que os escoamentos nestas duas microbacias foram frequentemente maiores do que os escoamentos para a microbacia com caatinga (C). Observa-se também que nos quatro primeiros escoamentos, a microbacia "B" teve valores um pouco maiores do que os da "A" e que a partir do quinto escoamento (17/03) inverteu-se este resultado, com a microbacia "A" tendo um escoamento quase sempre maior do que a da "B". Provavelmente o fato de a

microbacia "A" encontrar-se com as covas abertas até 17/02/1984, data do plantio das algarobeiras, como também a formação de bacias de captação de água para as mudas no momento do plantio, contribuíram para uma redução dos escoamentos neste período inicial. Contudo, com a sequência de chuvas na área da microbacia "A" manteve-se uma tendência de maiores escoamentos com relação aos da microbacia "B", a qual pode também ter sido influenciada pelo início da regeneração na microbacia "B", principalmente por gramineas, assim como pelas capinas realizadas na microbacia "A", fazendo com que a densidade da vegetação fosse menor nesta microbacia.

Este resultado repetiu-se em parte para o ano de 1985, porém nota-se que as diferenças entre a microbacia "C" e as outras duas foram menores, e que até a data de 25/03 os escoamentos na microbacia "A" foram, na sua maioria, mais altos do que na "B". A partir desta data, inverteu-se este comportamento, ou seja, os escoamentos na microbacia "B" superaram os da microbacia "A".

Em 1986, constata-se que nos escoamentos inferiores a 5,0 mm a microbacia "C" possuiu valores acima das demais microbacias. Todavia, quando os escoamentos foram maiores que 5,0 mm, de uma maneira geral a microbacia "A" teve um escoamento superior ao escoamento ocorrido na microbacia "C". A microbacia "B" teve escoamentos menores

do que as outras bacias, principalmente nos últimos escoamentos do período chuvoso, quando a revegetação ou regeneração nesta microbacia encontrava-se possivelmente com uma alta densidade de vegetação, e desta forma dando uma maior cobertura ao solo do que as algarobeiras na microbacia "A", que tinham neste ano 1,94 metros de altura média, com a realização de capinas regulares ao redor da muda, e também do que a microbacia "C", onde a caatinga arbustiva aberta não oferecia uma boa cobertura do solo. Em outras palavras, pode-se supor que a regeneração do estrato herbáceo na microbacia "B", desmatada em 1983 e mantida sem vegetação nos anos seguintes somente no início do período chuvoso, permitindo assim uma revegetação a cada ano, deve ter sido maior do que a ocorrida nas outras duas bacias. Resultado semelhante foi encontrado por CORNISH & BINNS em 1987.

No ano seco de 1987, somente sete escoamentos por microbacia participaram significativamente dos dados hidrológicos, e a tendência verificada nos últimos escoamentos de 1986 manteve-se neste ano, ou seja, a microbacia "C" apresentou quatro eventos de escoamento superiores as outras duas bacias.

Em 1988, devido a um defeito no linígrafo da microbacia "A", apenas dois escoamentos foram registrados, um no início e outro no final do período chuvoso, am-

bos maiores do que os escoamentos correspondentes nas outras bacias. Destaca-se que este foi um ano pouco chuvoso. Nos demais escoamentos, verificou-se que a microbacia "C" teve valores acima dos registrados na microbacia "B".

Por último, os valores diários de escoamento em 1989 foram semelhantes para as microbacias "A" e "C", que de uma maneira geral apresentaram valores acima dos escoamentos verificados na microbacia "B".

Deve-se salientar que a falta de escoamento em alguma microbacia foi decorrente de problemas na medição do mesmo e não da ausência de escoamento com referência as datas apresentadas nestas figuras.

Figura 12 - Valores diários de escoamento superficial da água de chuva nas bacias em 1984.

Figura 13 - Valores diários de escoamento superficial da água de chuva nas bacias em 1985.

Figura 14 - Valores diários de escoamento superficial da água de chuva nas bacias em 1986.

Figura 15 - Valores diários de escoamento superficial da água de chuva nas bacias em 1987.

Figura 16 - Valores diários de escoamento superficial da água de chuva nas bacias em 1988.

Figura 17 - Valores diários de escoamento superficial da água de chuva nas bacias em 1989.

Os valores totais anuais de escoamento (mm), precipitação (mm) e o coeficiente de escoamento encontram-se na Tabela 4. A análise desta tabela permite uma verificação resumida destas variações ano após ano do escoamento discutidas anteriormente.

Tabela 4 - Valores de escoamento (mm), precipitação (mm) e coeficiente de escoamento anuais (%) para as microbacias de 1984 a 1989.

ANO	MICRO-BACIA	ESCOAMENTO (mm)	PRECIPITAÇÃO (mm)	COEF. DE ESCOAMENTO (%)
1984	"A"	266,4	666,6	40,0
	"B"	235,5	628,0	37,5
	"C"	134,4	705,8	19,0
1985	"A"	249,3	1096,1	22,7
	"B"	262,6	1170,4	22,4
	"C"	181,3	1187,1	15,3
1986	"A"	164,2	904,1	18,2
	"B"	125,2	825,3	15,2
	"C"	120,3	860,2	14,0
1987	"A"	50,3	477,0	10,5
	"B"	42,2	471,6	8,9
	"C"	52,8	476,3	11,1
1988	"A"	36,8	425,6	8,6
	"B"	62,2	606,7	10,2
	"C"	75,9	608,9	12,3
1989	"A"	93,6	619,8	15,1
	"B"	63,6	581,7	10,9
	"C"	90,0	563,8	16,0

Em 1984, primeiro ano após o desmatamento nas microbacias "A" e "B", verifica-se que os escoamentos nas suas respectivas áreas foram, aproximadamente, o dobro do escoamento na microbacia com vegetação nativa (C), a qual apresentou também resultados inferiores em 1985 e 1986, embora as diferenças, principalmente em 1986, tenham diminuído.

No ano de 1985, apesar do aumento considerável na precipitação, as quantidades de escoamentos variaram pouco nas microbacias "A" e "B" com relação aos respectivos valores no ano anterior.

Na microbacia "C" observa-se um acréscimo razoável no escoamento deste ano, quando comparado com o escoamento de 1984. Desta forma, para as duas primeiras microbacias, verifica-se uma redução no coeficiente de escoamento em torno de 40%, enquanto que para a microbacia "C" este valor foi de aproximadamente 19%. Em 1986 ocorreram reduções menos significativas nos valores de coeficientes de escoamento, porém as precipitações foram menores do que as de 1985.

Os valores do coeficiente de escoamento nestes três anos iniciais indicam que o desmatamento manual da caatinga, com a retirada de tocos de árvores e arbustos existentes nas respectivas áreas das microbacias

"A" e "B", deve ter influenciado estes resultados preliminares.

Quanto à microbacia com vegetação nativa (C), que apresentou um maior coeficiente de escoamento em 1984, mesmo com os dois anos seguintes ocorrendo maiores precipitações, acredita-se que os cinco consecutivos anos anteriores de seca na região possam ter afetado a densidade da caatinga, tanto naturalmente quanto por intervenção humana e que a partir de 1984, com valores de precipitação acima da média local, iniciou-se uma recuperação na densidade da vegetação, aumentando-se a interceptação da água de chuva como também as taxas de evapotranspiração na área da bacia, e desta maneira diminuindo, principalmente em 1985, o escoamento superficial da água de chuva. Pois em 1986 as classes de intensidade de chuva com valores mais altos foram menos frequentes e portanto as características da precipitação podem ter provocado um menor escoamento devido a um tempo maior para a infiltração da água no solo no momento da precipitação.

Provavelmente, o reflorestamento e as gramíneas invasoras na microbacia "A" e as condições na microbacia "B", regeneração dominante de gramíneas a cada período chuvoso, também contribuíram para as reduções nos coeficientes de escoamentos anuais destas microbacias. Tal correlação foi também verificada por KOCHENDERFER & WEN-

DEL(1983), quando observaram que a rápida cobertura do solo numa bacia, que durante 7 anos foi mantida quase estéril por aplicações sucessivas de herbicidas, promoveu uma queda progressiva na sua produção de água, que foi associada ao aumento da taxa de evapotranspiração com o desenvolvimento da vegetação.

Nos anos seguintes, 1987, 1988 e 1989, as precipitações anuais foram menores do que as dos anos anteriores, e cada microbacia apresentou coeficientes de escoamento anual inferiores aos três primeiros anos, com exceção da bacia (C), que em 1989 teve um coeficiente de escoamento ligeiramente maior do que os valores encontrados em 1985 e 1986. Do mesmo modo, acredita-se que o ano seco de 1987 possa ter influenciado este resultado, através de uma redução na densidade da caatinga, sobretudo em comparação com o coeficiente de 1985, já que em 1986 as características da precipitação podem ter causado um menor escoamento superficial da água de chuva.

Observa-se ainda que os coeficientes de escoamento das microbacias nos três últimos anos, onde as precipitações anuais foram mais próximas da média da região, ficaram entre 8 e 16%, valores pouco divergentes aos 10% reportado por CADIER (1984) para microbacias de regiões semi-áridas. Este baixo valor de escoamento superficial da água de chuva deve estar relacionado com a boa

drenagem dos solos bruno não cálcicos, assim como com as declividades médias moderadas das três bacias.

Pela pequena variação no coeficiente de escoamento superficial da água de chuva durante os seis anos na microbacia "C" com caatinga, em comparação com as outras duas bacias, acredita-se que os desmatamentos nas microbacias "A" e "B" provocaram os aumentos no coeficiente de escoamento superficial da água de chuva, principalmente nos dois primeiros anos. CADIER (1984) relatou que em microbacias contendo solos bruno não cálcicos vérticos, o desmatamento total da caatinga provoca um acréscimo considerável do escoamento de água de chuva, multiplicando-o por um fator entre 5 e 10. Não há comentário, no caso, quanto à densidade da vegetação cortada e declividade da área.

A ausência de perturbação no solo após três anos do desmatamento, e as precipitações anuais em 1987, 1988 e 1989, fizeram possivelmente com que a microbacia com algarobeira (A) e a microbacia mantida sem vegetação somente no início do período chuvoso (B) apresentassem escoamentos superficiais bem próximos aos valores verificados na microbacia com caatinga. Uma vez que esta última não sofreu intervenção humana, acredita-se que uma nova regeneração a cada ano na microbacia "B", assim como o baixo incremento da algarobeira na microbacia "A", contri-

buiram também para que houvesse esta equivalência nos escoamentos das três bacias nos últimos três anos. Contudo, é previsto com o desenvolvimento da algarobeira maiores quedas nos escoamentos superficiais da água de chuva devido ao aumento da interceptação da precipitação e maiores perdas de água pela evapotranspiração, pois a caatinga nativa possui uma baixa densidade e além disto apresenta clareiras naturais, as quais conjuntamente podem influenciar este comportamento hidrológico.

Nas figuras 18 e 19 são apresentados os histogramas de duas chuvas selecionadas, uma do início do período experimental (85), e outra do final (89), com seus respectivos hidrogramas do escoamento superficial nas microbacias.

Observa-se que no período inicial ocorreram picos de vazão maiores nas microbacias "A" e "B" com relação ao verificado na "C". Já para o período final, Figura 19, os picos de vazão mostram-se praticamente coincidentes para as três bacias. Estes resultados reforçam os comentários anteriores, que os desmatamentos nas microbacias "A" e "B", principalmente nos primeiros anos, influenciaram a ocorrência de vazões maiores para estas bacias em comparação com a "C", a qual foi mantida sem intervenção humana durante o período experimental. Por outro lado, picos de vazão semelhantes para as três microbacias após

cinco anos dos desmatamentos indicam que a ausência de perturbação do solo, combinada com os efeitos da maior cobertura vegetal na microbacia reflorestada (A) e da regeneração periódica na microbacia "B" podem, de certa forma, ter influenciado esta similaridade entre os picos de escoamentos das bacias.

Verificou-se também, para ambos os períodos, que a resposta das microbacias ao evento chuvoso caracteriza-se por uma demora relativamente pequena para o início do escoamento, geralmente de poucos minutos, seguida por uma ascensão rápida do braço ascendente da hidrógrafa até o pico de vazão. Esta última característica conduz a maiores riscos de erosão quando do desmatamento e perturbação do solo em bacias hidrográficas. Com relação ao braço de recessão do hidrograma, ou seja, a curva de depleção desde o pico até o término do escoamento, observa-se, de um modo geral, um primeiro segmento ocorrendo num tempo relativamente maior ao tempo de ascensão, e um segundo segmento representando vazões de pequeno porte, que se prolonga até pelo menos três vezes a duração da precipitação.

Figura 18 - Histograma da chuva ocorrida em 10/03/85, período experimental inicial, e respectivo hidrograma do escoamento superficial nas microbacias experimentais.

Figura 19 - Histograma da chuva ocorrida em 15/04/89, período experimental final, e respectivo hidrograma do escoamento superficial nas microbacias experimentais.

Estas observações, de certa forma, estão coerentes com a resposta hidrológica de microbacias em geral, assim como com as características hidrológicas de regiões semi-áridas.

A hora inicial do escoamento na microbacia "C" em 10/03/85, Figura 18, provavelmente foi decorrente de problemas no mecanismo de relojoaria de seu linígrafo, pois não se esperaria uma diferença em torno de 60 minutos do início do escoamento nesta microbacia em comparação com o da precipitação, nem foi tampouco possível fazer o ajuste necessário de tempo com o procedimento rotineiro utilizado na tabulação dos diagramas.

As análises de correlação entre escoamento, e pico de vazão com quantidade de precipitação (P), intensidades de precipitação (P10, P20, P30 e P60) e somatório das chuvas anteriores para um dia (R1), dois dias (R2) e três dias (R3), são mostrados na Tabela 5. Os dados coletados de 1984 a 1989 representam cerca de 154 observações (P60) à 232 observações (P, R1, R2 e R3) para cada bacia. Observa-se que o escoamento e a precipitação (P) apresentaram coeficientes de correlação maiores do que as outras variáveis em todas as bacias. Este resultado está de acordo com a indicação de ORBORN & LANE (1969), de que a quantidade de precipitação é a principal variável na determinação do escoamento superficial da água de chuva em três

microbacias no Arizona (EUA). O segundo maior valor de r^2 foi o de P30 para as bacias "A" e "B" e P60 para a "C". As variáveis R1, R2 e R3 não foram significativas ($p > 0,05$).

Com relação ao pico de escoamento, P30 teve os maiores coeficientes de correlação, enquanto que o somatório de chuvas para dois dias anteriores ao escoamento (R2) teve uma correlação significativa ($p \leq 0,05$) apenas nas bacias "A" e "C". Para ambas as variáveis de escoamento, as correlações na bacia "C" foram mais altas do que as da "A", que por sua vez foram maiores do que as da "B". Isto provavelmente indica uma maior homogeneidade dos resultados de escoamento da microbacia que não sofreu qualquer intervenção humana (C). Por outro lado, as bacias "A" e "B", ao longo deste período de observação, devido às intervenções de desmatamentos, destoca, reflorestamento, regeneração e roçadas, devem ter tido maiores variações nos dados de escoamento na correlação com as variáveis de precipitação.

Correlação simples não é necessariamente uma indicação de como uma combinação de variáveis independentes se correlaciona com a variável dependente; portanto, utilizou-se uma análise de regressão múltipla passo a passo para uma melhor avaliação conjunta das variáveis na estimativa do escoamento (Tabela 6) e pico de escoamento (Tabela 7).

Tabela 5. Coeficientes de correlação simples para 10 variáveis para cada microbacia e geral com dados hidrológicos coletados de 1984 a 1989.

bacia	Variáveis dependentes	P (mm)	P10 (mm/h)	P20 (mm/h)	P30 (mm/h)	P60 (mm/h)	R1 (mm)	R2 (mm)	R3
A	Escoamento	0,87	0,63	0,71	0,73	0,72	ns	ns	ns
	Pico de escoamento	0,73	0,74	0,83	0,84	0,80	ns	0,20	ns
B	Escoamento	0,86	0,60	0,66	0,69	0,67	ns	ns	ns
	Pico de escoamento	0,72	0,72	0,80	0,81	0,76	ns	ns	ns
C	Escoamento	0,90	0,63	0,72	0,75	0,76	ns	ns	ns
	Pico de escoamento	0,74	0,76	0,84	0,86	0,83	ns	0,13	ns
GERAL	Escoamento	0,86	0,60	0,68	0,71	0,70	ns	0,11	ns
	Pico de escoamento	0,71	0,72	0,81	0,82	0,78	0,09	0,16	ns

ns: não significativo à 5% de probabilidade.

A seleção final do modelo levou em consideração o significado biológico das variáveis incluídas no modelo e os aumentos ou reduções em R^2 após inclusão ou eliminação de uma variável. Verifica-se que além da precipitação, a variável R3, somatória das chuvas anteriores para três dias, contribuiu nas três microbacias para uma melhor estimativa do escoamento, enquanto que para a estimativa do pico de escoamento, a principal variável foi a

intensidade de chuva em 30 minutos (P30). Resultados semelhantes foram obtidos por MURRAY & GORGENS (1981) e SUBBA et alii (1985).

Dos modelos apresentados, o da microbacia "C" foi o que teve maior valor de R^2 . Esta bacia não sofreu intervenção humana e também sua cobertura vegetal já estava estabelecida há mais tempo. Isto pode ter contribuído para um melhor ajuste do modelo. Por outro lado, as outras duas bacias foram inicialmente desmatadas, sendo a microbacia "B" periodicamente roçada, e a microbacia "A" submetida a capinas anuais na área reflorestada, que ocupa ainda uma pequena cobertura do solo, e desta maneira os modelos representaram uma situação temporária específica de uso do solo nestas microbacias.

Tabela 6. Coeficientes de regressão para a estimativa do escoamento superficial da água de chuva nas microbacias e geral.

$$Y_1 = a_1 + b_1x_1 + b_2x_2$$

Y_1 = escoamento

X_1 = precipitação (P)

X_2 = somatória das chuvas anteriores para três dias (R3)

Bacia	a_1	b_1	b_2	R^2
A	-4,937	0,462	0,038	0,78
B	-5,375	0,457	0,036	0,77
C	-4,144	0,357	0,028	0,83
GERAL	-4,812	0,425	0,034	0,77

Tabela 7. Coeficientes de regressão para a estimativa do pico de escoamento por microbacia e geral.

$$Y_2 = a_2 + b_3 \times X_3 + b_4 \times X_4 + b_5 \times X_5 + b_6 \times X_6$$

Y_2 = Pico de escoamento

X_3 = precipitação

X_4 = somatória das chuvas anteriores para dois dias (R2)

X_5 = intensidade de chuva em 30 minutos (P30)

X_6 = somatória das chuvas anteriores para um dia (R1)

Bacia	a_2	b_3	b_4	b_5	b_6	R^2
A	-38,474	0,506	0,514	2,524	-	0,73
B	-24,109	0,501	0,333	1,722	-	0,67
C	-21,967	-	-	1,951	0,291	0,75
GERAL	-26,855	-	0,338	2,295	-	0,68

Para a comparação dos resultados anuais nas microbacias e identificação de possíveis alterações na relação da quantidade de precipitação com a quantidade de escoamento, procedeu-se à análise de regressão simples com estas duas variáveis por ano, para as microbacias "A" e "C" (Figura 20 e Tabela 8). Os anos de menores precipitações, 1987 e 1988, não foram analisados devido ao número reduzido de dados obtidos (7 observações). Testes "t" para a comparação dos coeficientes angulares (b_1) e dos coeficientes de interceptação (a_1) estimados são apresentados na Tabela 9.

Verificou-se para a microbacia "A" que o coeficiente angular estimado (b_1) para 1984 foi estatisticamente diferente ($p \leq 0,01$ e $p \leq 0,1$) na confrontação com os estimados para os anos de 1985, 1986 e 1989. Na microbacia "C", o coeficiente angular estimado (b_1) para o ano de 1984 diferiu estatisticamente ($p \leq 0,1$) com relação ao de 1989, não diferindo dos demais anos.

Figura 20 - Gráfico das equações de regressão entre o escoamento e a precipitação para as microbacias "A" e "C" em 1984, 1985, 1986 e 1989.

Considerando que a intensidade de chuva e as chuvas anteriores tenham sido semelhantes, pela proximidade entre as microbacias, pode-se inferir, através da comparação dos resultados dos testes estatísticos entre as duas microbacias, que o desmatamento foi provavelmente o principal fator causador da diferença estatística do coeficiente angular (b_1) para a microbacia "A" em 1984 com relação aos demais anos. A equação de regressão indica que houve um maior coeficiente de escoamento neste ano do que nos outros. Na microbacia "C", o ano de 1984 diferiu somente do ano de 1989 a um nível de probabilidade de 10 % ($p \leq 0,1$), além de indicar um menor coeficiente de escoamento para o primeiro ano. Por outro lado, o fato de os testes de comparação dos coeficientes de regressão entre os outros anos serem todos não significativos na microbacia "A" sugere que o efeito do desmatamento sobre o escoamento ocorreu principalmente no primeiro ano e que o baixo incremento em altura e diâmetro de copa das algarobeiras, Tabela 10, não foi suficiente para alterar a relação da precipitação com o escoamento até os cinco anos de plantio.

Tabela 8. Coeficientes de regressão para a estimativa dos escoamentos anuais nas microbacias "A" e "C" através dos dados de quantidade de precipitação.

$$Y_1 = a_1 + b_1 X_1$$

Y_1 = escoamento (mm)

X_1 = precipitação (mm)

ANO	BACIA	a_1	b_1	R^2
84	"A"	-4,837	0,736	0.90
	"C"	-3,637	0,405	0.93
85	"A"	-4,528	0,488	0.94
	"C"	-3,617	0,353	0.95
86	"A"	-3,790	0,468	0.85
	"C"	-2,838	0,358	0.85
89	"A"	-5,413	0,477	0.87
	"C"	-4,822	0,493	0.90

Tabela 9. Testes "t" entre os coeficientes anuais de regressão para as microbacias "A" e "C".

Anos Comparados	BACIA	valor de "t" para a1	valor de "t" para b1
84x85	"A"	0,30 ns	3,37 **
	"C"	0,02 ns	1,36 ns
84x86	"A"	0,58 ns	3,42 *
	"C"	0,58 ns	0,83 ns
84x89	"A"	0,33 ns	3,42 **
	"C"	1,05 ns	1,85 *
85x86	"A"	0,42 ns	0,33 ns
	"C"	0,68 ns	0,12 ns
85x89	"A"	0,41 ns	0,13 ns
	"C"	1,01 ns	2,98 **
86x89	"A"	0,78 ns	0,10 ns
	"C"	1,19 ns	1,93 *

(*) significativos a 10% ($p \leq 0,1$)

(**) significativos a 1% ($p \leq 0,01$)

n.s. não significativos ($p > 0,1$)

Tabela 10. Altura média e diâmetro médio de copa da plantação de algarobeiras na microbacia "A" em diferentes datas.

DATA	ALTURA (m)	DIÂMETRO DE COPA (m)
04/85	0,88	0,70
04/86	1,94	1,90
08/87	2,40	2,30
08/90	3,30	3,10

Os valores de incremento médio anual em altura e diâmetro de copa para as algarobeiras na microbacia "A", Tabela 10, são coerentes com os dados de incremento desta espécie sob condições similares de solo e clima apresentados por ZAKIA et alii (1989).

Em avaliação realizada recentemente, estima-se uma mortalidade em torno de 11% na microbacia reflorestada.

4.3. Perda de sedimentos

Na Figura 21 são apresentados as quantidades em Kg/ha dos sedimentos transportados pelos escoamentos superficiais da água de chuva nas microbacias, os quais ficaram depositados nos tanques de suas estações limétricas e foram retirados para a mensuração em três datas no ano de 1984.

Figura 21 - Perda de sedimentos, depositados nos tanques das microbacias "A", "B" e "C", por escoamento superficial da água de chuva em 1984.

Constata-se que em todas as datas a microbacia "C" foi a que apresentou o menor arraste de sedimentos. Para a medição relativa à data de 21/02, o arraste de sedimentos foi causado por apenas dois escoamentos em cada bacia, correspondentes a precipitações de aproximadamente 30mm e 50mm. A grande diferença encontrada nesta data entre os totais de sedimentos das microbacias "A" e "B", ambas desmatadas, pode ser explicada pelo fato de a área da microbacia "A" encontrar-se com as 1160 covas abertas para o plantio das algarobeiras, causando, como foi comentado no item anterior, uma diminuição dos escoamentos superficiais e, conseqüentemente, um decréscimo na perda de sedimentos. Provavelmente, ainda na segunda data de coleta (29/03), não ocorreram maiores perdas de sedimentos na microbacia "A" devido à construção de uma pequena barreira de captação de água de chuva para cada muda, a qual também pode ter causado uma diminuição do escoamento na área em questão, visto que a microbacia "B" apresentou quatro escoamentos maiores do que os da microbacia "A". Na última avaliação de 1984, dia 13/04, as diferenças das perdas de sedimentos entre as microbacias foram, de um modo geral, menores.

Em 1985 e 1986 realizou-se uma coleta de sedimentos no final do período chuvoso e a partir de 1987 não se verificou deposição de sedimentos nos tanques das microbacias. Na Tabela 11 são apresentados as quantidades

totais anuais da perda de sedimentos que foram depositados nos tanques das microbacias por escoamentos superficiais nos três primeiros anos.

Tabela 11. Sedimentos depositados anualmente nos tanques das microbacias "A", "B" e "C", pelo escoamento superficial em Kg/ha.

BACIA	ANO			TOTAL
	1984	1985	1986	
A	566	33	25	624
B	972	25	33	1030
C	248	119	67	434

Observa-se que as perdas de sedimentos depositados nos tanques das microbacias foram altas em 1984, principalmente para as bacias "A" e "B", as quais sofreram desmatamentos e tiveram os solos perturbados através da remoção dos tocos de árvores e arbustos. Para a microbacia "C", o valor também elevado reflete, provavelmente, a seca severa ocorrida nos cinco anos anteriores, podendo ter afetado a densidade de sua vegetação.

No ano de 1985, embora a precipitação total tenha sido maior do que a de 1984, verifica-se uma redução nas perdas de sedimentos para as três bacias, sendo que esta foi bem maior para as bacias "A" e "B" do que para a

"C". Esta significativa redução para as duas primeiras bacias deveu-se possivelmente a uma estabilização do solo, favorecida pelo restabelecimento da vegetação.

Os dados de 1986 confirmaram esta estabilização nos solos das microbacias "A" e "B", pois os valores encontrados somente diferiram em 8 Kg/ha.ano com relação aos valores de 1985. Já na microbacia "C" manteve-se a tendência de redução, que foi aproximadamente de 44 %. Este comportamento na bacia com caatinga é justificado através dos possíveis efeitos da recuperação da vegetação durante três anos consecutivos de precipitações acima da média local.

Estes dados concordam com os de BURWELL et alii (1975), que comprovaram que grande parte da perda anual de sedimentos ocorreu durante o período crítico de erosão: preparo do solo e plantio. Por sua vez, BLACKBURN et alii (1986) e MILLER et alii (1988) encontraram em bacias perturbadas que a rápida vegetação herbácea restabelecida auxiliou enormemente a estabilização da superfície do solo já no 2º ano após a perturbação, e no 3º ano não houve evidências de qualquer erosão ativa.

A partir de 1987 não se encontrou perdas de sedimentos com relação aos depositados nos tanques das microbacias, o que foi explicado pela combinação de dois fatores: as precipitações foram menores nestes anos e houve

uma estabilização do solo em função da ausência de perturbação nas áreas experimentais, assim como pelo restabelecimento periódico da vegetação herbácea nas microbacias "A" e "B". Contudo, NEARY et alii (1986) verificaram, em pequenas bacias submetidas à exploração florestal e ao preparo do sítio, que a saída de sedimentos foi quase toda pela fase em suspensão; os autores não notaram, aparentemente, relações entre o desmatamento e concentrações de sedimentos em suspensão, pois os solos foram pouco perturbados nas bacias desmatadas.

KOCHENDERFER & WENDEL (1983) encontraram uma erosão mínima em bacia hidrográfica quando o emaranhado de raízes permaneceu intacto no manejo de sua vegetação durante a condução do ensaio. Analisando as microbacias "A" e "B" por este ângulo, pode-se inferir que esta situação aconteceu nos solos destas bacias, pois tanto numa quanto na outra, as roçadas e capinas efetuadas não causaram perturbações suficientes no solo para desprender partículas e facilitar o arraste de sedimentos.

Com relação aos totais de sedimentos por bacia durante todo o período de avaliação, observa-se que as bacias "A" e "B" apresentaram valores 44% e 137% maiores do que o valor na microbacia "C". Apesar desta última microbacia não ter sofrido intervenção humana, acredita-se que a seca nos anos anteriores influenciou este resultado.

Além do mais, BLACKBURN et alii (1986) salientaram que existe um potencial para grandes perdas de sedimentos resultantes da erosão dos canais em bacias florestadas sem perturbação por meio de chuvas intensas associadas a condições altas de umidade antecedente.

Considerando que a perda de sedimentos em suspensão na água de escoamento não tenha sido medida neste experimento, e portanto os valores reais devem ser ainda maiores, face a pouca profundidade dos solos na região, recomenda-se que no manejo da vegetação e do solo, principalmente em áreas com declives de moderados à acentuados, tenha-se cuidado com práticas que exponham a superfície do solo à ação das chuvas e do escoamento, de forma a minimizar as perdas de sedimentos. Por exemplo, nas condições da área experimental, a operação de destoca deve ser evitada, pois a mesma revolve o solo, facilitando assim o arraste de sedimentos nas microbacias desmatadas.

4.4. Características físico-químicas da água de precipitação e escoamento.

Na Tabela 12 são apresentados as médias anuais das análises dos parâmetros físico-químicos estudados na precipitação, no período de 1984 a 1988.

Tabela 12. Valores médios anuais das análises dos parâmetros de qualidade da água das precipitações ocorridas nas microbacias "A", "B" e "C" no período de 1984 a 1988.

Parâmetro	Ano				
	1984	1985	1986	1987	1988
pH	6,2	6,4	6,3	6,4	5,9
Condutividade elétrica (μmho)	16	10	13	7	5
Alcalinidade (CaCO_3 mg/l)	1,85	3,14	6,78	1,70	4,0
Ca^{++} (mg/l)	0,16	0,35	0,17	-	1,60
Mg^{++} (mg/l)	0,16	0,10	0,15	-	0,61
Na^+ (mg/l)	0,55	2,40	1,63	-	0,37
K^+ (mg/l)	1,05	0,59	0,92	0,31	0,31
Cl^- (mg/l)	-	1,90	3,56	2,91	2,20

Os valores médios anuais de pH da água da chuva foram de 5,9 a 6,4, valores pouco acima do pH de equilíbrio da água de chuva isenta de poluentes, o qual é cerca de 5,6. Estes resultados estão coerentes com as condições gerais na região da área experimental e regiões circunvizinhas, onde praticamente são poucas as fontes de poluição atmosférica. Além disto, a provável ação dos ventos sobre solos desnudos e semi-desnudos, formando poeiras com partículas do solo, geralmente básicas, que lixiviadas da atmosfera pela chuva favorecem a elevação do pH. Por sua vez, o uso pouco frequente de queimadas no período chuvoso concorre para a não ocorrência de chuvas ácidas. Resultados semelhantes foram obtidos por FLINN et alii (1979) e CASTRO (1980).

Quanto aos dados de condutividade elétrica, que representa uma medida da concentração iônica da solução, verifica-se uma variação entre 5 μmho e 16 μmho , e portanto dentro de uma amplitude de valores encontrada nas precipitações em diversas regiões do mundo.

Os valores de alcalinidade da água de chuva expressos em mg/l de CaCO_3 foram entre 1,70 e 6,78, sendo próximos aos encontrados por LIMA (1985) em Agudos-SP.

A alta concentração de cloro relativa a outros ânions também é um indicativo da baixa poluição atmosférica nas áreas vizinhas (FLINN et alii, 1979).

Com relação aos nutrientes na precipitação, os resultados indicam concentrações quase sempre maiores de sódio e cloro em comparação com os outros nutrientes analisados, sugerindo que o sal responsável por ambos é o cloreto de sódio. Considerando que os ventos predominantes na região são as correntes Sudeste e Nordeste, ambas vindas do litoral do Rio Grande do Norte, à aproximadamente 200 Km, estes dados mostram uma provável origem marinha destes íons (SALATI et alii, 1981; HENDRY et alii, 1984; AHMAD-SHAH & RIELEY, 1989).

As concentrações de cálcio, magnésio e potássio foram semelhantes. O cálcio, o potássio, assim como o sódio, são originários da poeira, tanto a produzida pelo vento , como a induzida pelas atividades de uso do solo.

No que diz respeito as análises dos parâmetros de qualidade da água dos escoamentos superficiais nas microbacias, (Tabela 13), observa-se que os valores médios anuais para quase todos os parâmetros foram superiores aos valores da água de precipitação (Tabela 12). A exceção ficou por conta do pH nos anos de 1985 e 1987.

Valores de pH mais altos nas águas de escoamento em comparação com a precipitação sugerem o caráter básico do solo e ou das substâncias lixiviadas das plantas quando da interceptação da chuva pela vegetação. De fato as características do solo comprovam estes resultados. A ausência de análises de água de interceptação neste trabalho não permite conclusões sobre a sua possível influência na alteração do pH da chuva.

Tabela 13. Valores médios anuais dos parâmetros de qualidade da água dos escoamentos superficiais da água de chuva nas microbacias "A", "B" e "C" no período de 1984 a 1988.

Parâmetros	Bacias	ANO				
		1984	1985	1986	1987	1988
pH	"A"	6,7	6,3	6,7	6,4	6,4
	"B"	6,8	6,4	6,9	6,4	6,3
	"C"	6,5	6,5	6,8	6,6	6,4
CE (μmho)	"A"	89	81	83	80	46
	"B"	77	65	69	62	37
	"C"	57	45	56	62	40
Alcalinidade (mg/l CaCO_3)	"A"	28,61	28,53	35,28	14,35	15,70
	"B"	26,53	28,16	26,76	13,50	15,20
	"C"	16,66	21,59	30,01	18,90	19,30
Ca^{++} (mg/l)	"A"	6,32	5,97	6,23	6,61	3,73
	"B"	5,58	6,83	6,53	6,81	3,09
	"C"	4,71	5,03	7,54	8,62	4,01
Mg^{++} (mg/l)	"A"	2,92	2,16	2,28	3,04	4,18
	"B"	2,69	1,68	1,92	2,43	4,94
	"C"	1,83	1,07	1,79	2,43	4,38
Na^+ (mg/l)	"A"	6,45	7,84	10,09	2,64	1,98
	"B"	4,86	3,50	3,44	0,57	0,78
	"C"	3,14	3,32	6,43	0,41	0,78
K^+ (mg/l)	"A"	3,17	4,11	3,34	3,91	4,85
	"B"	3,28	4,59	6,12	4,69	3,91
	"C"	2,61	3,27	8,45	4,85	4,14
Cl^- (mg/l)	"A"	5,60	10,99	8,68	9,93	4,89
	"B"	5,23	5,25	5,02	8,22	2,77
	"C"	4,85	3,87	6,86	9,07	2,91

Quanto a alcalinidade, verifica-se que esta aumentou bastante na água de escoamento com relação a água de precipitação. Comparando-se os valores entre as microbacias observa-se que em 1984 as microbacias "A" e "B" tiveram alcalinidades médias acima de 72% e 59%, respectivamente, com relação à alcalinidade média verificada nas amostras da água de escoamento na microbacia "C". Nos anos seguintes as diferenças foram reduzidas, sendo menores do que 32% entre os valores extremos de média anual nas microbacias. Acredita-se que as maiores alcalinidades observadas nas microbacias "A" e "B" nos três anos iniciais deveu-se à combinação de dois fatores: perturbação do solo e valores altos de precipitação nestes anos, ambos contribuindo para uma lavagem mais intensa do solo, com a elevação do pH na água de escoamento favorecendo o aumento da alcalinidade.

Da mesma forma, verifica-se também valores bem maiores de condutividade nas médias anuais das amostras de escoamento superficial das microbacias do que na média anual para a água de precipitação, indicando a maior quantidade de íons dissolvidos na água de escoamento. Nos três primeiros anos, as médias anuais de condutividade elétrica foram maiores para as microbacias "A" e "B", em comparação com a "C". O fato de as duas primeiras terem sido desmatadas em 1983, com a perturbação do solo na retirada de tocos de árvores e arbustos, propiciou coefi-

cientes de escoamentos mais altos, que por sua vez teriam sido os responsáveis por uma retirada de nutrientes mais intensa tanto do solo quanto da vegetação que surgiu com a regeneração nas áreas. Nos três últimos anos, as taxas de escoamento superficial mais baixas e provavelmente a estabilização do solo nas áreas perturbadas contribuíram para a redução dos valores da condutividade nas microbacias "A" e "B" e também as diferenças de cada uma dessas com a "C" foram menores.

Por último, observa-se que as concentrações de nutrientes na água de escoamento (Tabela 13), em termos médios para os cinco anos, obedeceram a seguinte ordem decrescente: cloro, cálcio, sódio, potássio e magnésio, na microbacia "A", e cálcio, cloro, potássio, sódio e magnésio nas microbacias "B" e "C". Cálcio, potássio e sódio são provenientes principalmente do intemperismo de feldspatos. Já a fonte de magnésio é a intemperização da biotita, ambos presentes no solo da região. As concentrações altas de cloro na água de escoamento das três microbacias confirmam a possível influência oceânica na região.

4.5. Balanço de nutrientes

A entrada de nutrientes pela precipitação e a perda por escoamento nas bacias, obtidos através dos totais anuais de precipitação e de escoamento superficial, assim como da média das concentrações para cada nutriente, nas amostras semanais de chuva e escoamento, são apresentados na Tabela 14.

Observa-se que as microbacias "A" e "B" tiveram maiores perdas, para todos os nutrientes, nos anos de 1984 e 1985, enquanto que na bacia "C" as maiores perdas, para quase todos os nutrientes, ocorreu em 1986. Acredita-se que as maiores perdas em 1984 nas microbacias "A" e "B" deveu-se principalmente ao desmatamento efetuado nestas bacias, combinado com a perturbação do solo na destoca de árvores e arbustos, os quais influenciaram valores mais altos de coeficiente de escoamento e portanto uma maior lixiviação do solo descoberto e, em parte, solto. Para o ano de 1985 as grandes perdas de nutrientes nas microbacias "A" e "B" foram devidas provavelmente às precipitações bastante elevadas nas bacias, responsáveis por escoamentos também grandes nas respectivas áreas, pois os coeficientes de escoamento foram reduzidos em torno de 40% com relação ao ano anterior.

Tabela 14. Entrada de nutrientes pela precipitação (1) e a perda por escoamento superficial da água de chuva nas bacias "A", "B" e "C" em Kg/ha nos anos de 1984, 1985, 1986, 1987 e 1988.

Nutriente	Fonte	ANO				
		1984	1985	1986	1987	1988
Ca ⁺⁺	(1)	1,1	4,1	1,5	-	10,2
	"A"	17,7	16,1	10,2	3,3	3,6
	"B"	15,0	17,9	9,1	2,9	2,1
	"C"	6,7	9,1	10,0	4,5	4,2
Mg ⁺⁺	(1)	1,1	1,2	1,4	-	3,9
	"A"	8,2	5,8	3,7	1,5	4,0
	"B"	7,2	4,4	2,7	1,0	3,4
	"C"	2,6	1,9	2,4	1,3	4,5
Na ⁺	(1)	3,9	28,3	14,9	-	2,3
	"A"	18,1	21,2	16,6	1,3	1,9
	"B"	13,1	9,2	4,8	0,2	0,5
	"C"	4,4	6,0	8,5	0,2	0,8
K ⁺	(1)	7,9	6,9	8,4	1,5	2,0
	"A"	8,9	11,1	5,5	2,0	4,7
	"B"	8,8	12,0	8,5	2,0	2,7
	"C"	3,7	5,9	11,2	2,6	4,3
Cl ⁻	(1)	-	22,4	32,6	13,8	14,0
	"A"	15,7	29,7	14,2	5,0	4,7
	"B"	14,1	13,8	7,0	3,5	1,9
	"C"	6,9	7,0	9,1	4,8	3,0

Nos dois últimos anos, os mais secos, as perdas por nutrientes foram para as três bacias, na sua grande maioria, inferiores aos anos anteriores, mostrando que os baixos valores de escoamento e coeficiente de escoamento foram as principais justificativas para este resultado.

O balanço de nutrientes, considerando somente a entrada pela precipitação e a perda via escoamento superficial da água de chuva, é apresentado na Tabela 15.

Tabela 15. Balanço de nutrientes em Kg/ha.ano para as microbacias "A", "B" e "C" durante o período experimental.

Nutriente Bacia		Ganho ou perda de nutrientes em Kg/ha.ano				
		1984	1985	1986	1987	1988
Ca ⁺⁺	"A"	-16,6	-12,0	-8,7	-	8,6
	"B"	-13,9	-13,8	-7,6	-	8,1
	"C"	- 5,6	- 5,0	-8,5	-	6,0
Mg ⁺⁺	"A"	- 7,1	- 4,6	-2,3	-	-0,1
	"B"	- 6,1	- 3,2	-1,3	-	0,5
	"C"	- 1,5	- 0,7	-1,0	-	-0,6
Na ⁺	"A"	-14,2	7,1	-1,7	-	0,4
	"B"	- 9,2	19,1	10,1	-	1,8
	"C"	- 0,5	22,3	6,4	-	1,5
K ⁺	"A"	- 1,4	-4,2	2,9	-0,5	-2,7
	"B"	- 1,3	-5,1	-0,1	-0,5	-0,7
	"C"	3,8	1,0	-2,8	-1,1	-2,3
Cl ⁻	"A"	-	-7,3	18,4	8,8	9,3
	"B"	-	8,6	25,6	10,3	12,1
	"C"	-	15,4	23,5	9,0	11,0

Nos anos de 1984 e 1985 observa-se que nas microbacias "A" e "B" houve perdas para todos os nutrientes analisados, com poucas exceções. Estas perdas, ou seja, o balanço negativo, ocorreram em maiores quantidades nas bacias "A" e "B" neste período do que nos três últimos

anos, onde, de um modo geral, principalmente em 1988, observou-se mais resultados de balanços positivos, indicando um certo acúmulo de alguns nutrientes nas áreas das microbacias. Contudo nutrientes como o potássio e magnésio, absorvidos em maiores quantidades pelas plantas, mantiveram-se com os balanços negativos, apesar de algumas exceções: microbacia "A" em 1986 e microbacia "B" em 1988. Com relação à microbacia com vegetação de caatinga (C), verifica-se que para os dois anos iniciais ocorreram menores perdas ou maiores acúmulos de nutrientes em comparação com as outras microbacias.

CONCLUSÕES

De acordo com os resultados obtidos para as condições de clima, solo, características fisiográficas e coberturas vegetais nas microbacias experimentais, as seguintes conclusões podem ser estabelecidas:

- As chuvas de pequeno porte, inferiores a 10 mm, ocorreram com grandes frequências; contudo, em termos médios para o período experimental de seis anos, contribuíram com 17 % em relação aos volumes totais de precipitação anual.

- As precipitações com intensidades acima de 20 mm/h representaram, em média, 22 % do número total anual de chuvas que tiveram duração igual ou maior que uma hora.

- No primeiro ano (1984), após o desmatamento nas microbacias "A" e "B" os coeficientes de escoamento superficial da água de chuva nestas foram cerca do dobro do verificado para a microbacia com caatinga (C).

- A comparação dos coeficientes de regressão das equações anuais de estimativa do escoamento superficial obtidas pelas análises de regressão linear simples para as microbacias reflorestada (A) e com caatinga (C) sugerem a influência do desmatamento no valor mais alto verificado para a microbacia "A" em 1984. Por outro lado o crescimento lento das algarobeiras não alterou significativamente o coeficiente de escoamento desta microbacia, decorridos cinco anos do plantio.

- Nos anos em que a precipitação foi próxima a média da região, 544 mm, as taxas de escoamento nas três microbacias foram baixas, ficando entre 8% e 16%.

- Os valores de coeficiente de escoamento observados nas três microbacias, a partir do ano de 1985, foram também justificados pela boa drenagem dos solos Bruno não cálcicos, assim como pela declividade moderada das áreas experimentais.

- O revolvimento do solo no desmatamento, com a retirada dos tocos de árvores e arbustos, foi o principal fator responsável pelo grande arraste de sedimentos nas bacias desmatadas em 1984, pois no ano seguinte, quando a microbacia "A" encontrava-se já totalmente plantada com mudas de algaroba e na microbacia "B" a vegetação de regeneração natural foi apenas roçada, antes do

período chuvoso, as perdas verificadas foram somente em torno de 30 Kg/ha.

- A ausência de perturbação no solo, com valores reduzidos de precipitação e escoamento a partir de 1987, conduziram à ausência de sedimentos em todas as microbacias nos três últimos anos do período experimental.

- Na área experimental, as chuvas foram pouco ácidas devido à pequena ocorrência de fontes de poluição atmosférica no local e em regiões vizinhas, assim como pela provável ação dos ventos formando poeiras com partículas do solo geralmente básicas.

- As concentrações dominantes de sódio e cloro na água de precipitação, juntamente com a predominância de ventos vindos do litoral, sugerem uma provável origem marinha destes íons.

- As maiores perdas de nutrientes nas microbacias "A" e "B" nos dois primeiros anos foram devidas principalmente ao desmatamento e ao revolvimento do solo, combinados com valores altos de precipitação e escoamento. Por outro lado, as menores perdas nos últimos anos deveu-se provavelmente aos valores baixos de precipitação e escoamento anual.

- Dentre as variáveis de precipitação, a quantidade de precipitação foi a que mais se correlacionou com o escoamento superficial. Já para a variável "pico de escoamento", a de maior correlação foi a intensidade máxima de chuva em trinta minutos.

- O método de medição do escoamento utilizado mostrou-se adequado para os propósitos experimentais e bastante útil com respeito à quantificação dos sedimentos transportados pelo escoamento superficial, os quais ficaram retidos nos tanques das estações linimétricas. Todavia devido ao caráter efêmero do escoamento no semi-árido, a utilização de outro dispositivo medidor de vazão, como do tipo calha por exemplo, a qual é normalmente assentada diretamente no leito do canal, poderia, talvez, ter sido melhor indicada para a análise hidrológica das microbacias do presente estudo.

- Em razão do baixo incremento apresentado pela algarobeira até os seis anos de idade, a sua utilização nas condições de solo e clima existentes na área experimental teria, a princípio, uma maior importância nos aspectos de conservação do solo e da água em áreas sem cobertura florestal. Contudo, num prazo maior, estes aspectos poderiam ser acrescidos por uma utilização econômica a nível do fornecimento de forragem (frutos) para o gado regional, além do fornecimento de lenha, estacas e madeira.

Diante dos resultados obtidos, destacam-se as seguintes recomendações:

- Face à pouca profundidade dos solos na região, recomenda-se que no manejo da vegetação e do solo evitem-se práticas que revolvam o solo em demasiado, por exemplo destoca, aração e gradagem, que deixa a superfície do mesmo exposta à ação das chuvas e dos escoamentos superficiais.

- Nas áreas de pastagem, apesar da cobertura vegetal, o uso de queimadas e o próprio pisoteio dos animais poderá favorecer a erosão do solo e desta forma causar uma maior deterioração dos recursos de solo e de água no semi-árido. Por outro lado, a agricultura conduzida com técnicas adequadas de preparo e conservação do solo provavelmente causaria menores prejuízos ao meio ambiente da região.

- Desde que haja um controle com relação aos níveis de perturbação do solo, a agrosilvicultura poderá manter, em termos hidrológicos e de erosão de solos, um comportamento similar ao de áreas florestadas e reflorestadas na região.

- Os dados hidrológicos e de erosão de solos gerados neste trabalho poderão ser úteis para programas de manejo integrado de bacias hidrográficas na região visando uma melhor utilização e conservação dos recursos naturais no semi-árido nordestino.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AHMAD-SHAH, A. & RIELEY, J.O. Influence of tree Canopies on the quantity of water and amount of chemical elements reaching the peat surface of a basin mire in the midlands of England. *Journal of Ecology*, Oxford, 77:357-70, 1989.

AUBERTIN, G.M. & PATRIC, J.H. Water quality after clearcutting a small watershed in west Virginia. *Journal of Enviromental Quality*, Madison, 3(3):243-9, 1974.

BAKER JR., M.B. Effects of ponderosa pine treatments on water yield in Arizona; *Water Resources Research*, Washington, 22(1):67-73, 1986.

BEASLEY, R.S.; GRANILLO, A.B.; ZILLMER, V. Sediment losses from forest management mechanical vs chemical site preparation after clearcutting. *Journal of Enviromental Quality*, Madison, 15(4):413-16, 1986.

BERGLUND, E.R.; AHYOUD, A.; TAYAA, M. Comparison of soil and infiltration properties of range and afforested sites in northern Morocco. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, 3: 295-306, 1981.

BLACKBURN, W.H.; WOOD, J.C.; DEHAVEN, M.G. Storm flow and sediment losses from site-prepared forestland in east Texas. *Water Resources Research*, Washington, 22(5):776-84, 1986.

BORG, H.; STONEMAN, G.L.; WARD, C.G. The effect of logging and regeneration on ground-water, streamflow and stream salinity in the southern forest Western Australia. *Journal of Hydrology*, Amsterdam, 99:253-70, 1988.

BOSS, M.G. Discharge measurement structures. International Institute for Land Reclamation and Improvement. Wageningen, 1976. 464p.

BRASIL. Ministério da Agricultura. Departamento Nacional de Pesquisa Agropecuária. Divisão de Pesquisa Pedológica. Levantamento Exploratório - Reconhecimento de solos do estado do Rio Grande do Norte. Recife, 1971. 531p. (DNPEA. Divisão de Pesquisa Pedológica. Boletim Técnico, 22).

- BROWN, H.E. Characteristics of Recession flows from small watersheds in a semiarid region of Arizona. Water Resources Research, Washington, 1(4):517-21, 1965.
- BURWELL, R.E.; TIMMONS, D.R.; HOLT, R.F.; Nutrient transport in surface runoff as influenced by soil cover and seasonal periods. Soil Science Society American Proceeding, Madison, 39:523-8, 1975.
- CADIER, E. Método de avaliação dos escoamentos nas pequenas bacias do semi-árido. Recife, SUDENE - DRN - Coord. Recursos Hídricos, 1984. p.11. (Brasil. SUDENE. Hidrologia, 21)
- CASTRO, P.S.A. Influência da cobertura florestal na qualidade da água em duas bacias hidrográficas na região de Viçosa, M.G. Piracicaba, 1980. 107p. (Mestrado - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" USP).
- CHENG, J.D. Streamflow changes after clear-cut logging of a pine beetle-infested watershed in southern British Columbia, Canadá. Water Resources Research, Washington, 25(3):449-56, 1989.

CORNISH, P.M. & BINNS, D. Streamwater quality following logging and wildfire in a dry sclerophyll forest in southeastern Australia. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, 22:1-28, 1987.

DNAEE (Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica). Normas e recomendações hidrológicas. Anexo II-Fluviometria, Recife, 1970. 100 p.

FELLER, M.C. & KIMMINS, J.P. Effects of clearcutting and slash burning on stream water chemistry and watershed nutrient budgets in southwestern British Columbia. *Water Resources Research*, Washington, 20(1):29-40, 1984.

FLINN, D.W.; BREN, L.J.; HOPMANS, P. Soluble nutrient inputs from rain and outputs in stream water from small forested catchments. *Australian Forestry*, Canberra, 42(1): 39-49, 1979.

HENDRY, C.D.H.; BERISH, C.W.; EDGERTON, E.S. Precipitation chemistry at Turrialba, Costa Rica. *Water Resources Research*, Washington, 20(11):1677-84, 1984.

HEWLETT, J.D. & BOSCH, J.M. The dependence of storm flows on rainfall intensity and vegetal cover in south Africa. Journal of Hydrology, Amsterdam, 75:365-81, 1984/1985.

HEWLETT, J.D. & DOSS, R. Forests, floods, and erosion: a watershed experiment in the southeastern Piedmont. Forest Science, Washington, 30(2):424-34, 1984.

HEWLETT, J.D.; POST, H.E.; DOSS, R. Effect of clear-cut silviculture on dissolved ion export and water yield in the Piedmont. Water Resources Research, Washington, 20(7):1030-38, 1984.

HIBBERT, A.R. Water yield changes after converting a forested catchment to grass. Water Resources Research, Washington, 5(3):634-40, 1969.

HIBBERT, A.R. Increase in streamflow after converting Chaparral to grass. Water Resources Research, Washington, 20(1): 72-80, 1971.

HIBBERT, A.R. Water yield improvement potential vegetation management on western rangelands. Water Resources Bulletin, Minneapolis, 19 (3): 375-81, 1983.

HOPMANS, P.; FLINN, D.W.; FARREL, P.W. Nutrient dynamics of forested catchments in southeastern Australia and changes in water quality and nutrient exports following clearing. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, 20:209-31, 1987.

HORTON, R.E. Drainage Basin Characteristics. *Transactions of American Geophysics, Union*, 13:350-361, 1932.

HSIA, Y.J. Changes in storm hydrographs after clearcutting at a small hardwood-forested watershed in central Taiwan. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, 24(7):1.101-10, 1988.

JOHNSON, E.A. & DILLS, R.E. Outline for Handling precipitation, runoff, and ground water data from small watersheds. USDA - Forest Service, Southeastern Forest Experiment Station, Ashville, North Carolina Station Paper n^o 68, 1956.

KOCHENDERFER, J.N. & WENDEL, G.W. Plant succession and hydrologic recovery on a deforested and herbicid watershed. *Forest Science*, Washington, 29(3):559-68, 1983.

- KUPPER, K. Applied regression analysis and other multivariable methods. Boston, Duxbury Press, 1985. 556p.
- LEITCH, C.J. & FLINN, D.W. Hydrological effects of clearing native forest in North-east Victoria. Australian Forest Research, Canberra, 16:103-16, 1986.
- LEPRUN, J.C. A erosão, a conservação e o manejo do solo no nordeste brasileiro. Recife, SUDENE, 1981. 105p. (Brasil. SUDENE. Recurso de solos, 15).
- LIMA, W.P. Hydrologic behavior of two small watersheds in West Virginia undergoing natural reforestation. 1971, 144p. (Master's Thesis - The Ohio State University).
- LIMA, W.P. Ação das chuvas no ciclo biogeoquímico de nutrientes em plantações de pinheiros tropicais e em Cerradão. IPEF, Piracicaba, (30): 14-17, 1985.
- LIMA, W.P. Princípios de hidrologia florestal para o manejo de bacias hidrográficas. Piracicaba, USP/ESALQ/Depto de silvicultura, 1986. 242p. (Mimeografado).

LOFGREN, A. Contribuição para a questão florestal da região nordeste do Brasil. 2ª ed. Natal, EMPARN, 1982. 130p.

MARTIN, C.W.; DIANE, S.N.; FEDERER, C.A. Effects of forest clearcutting in New England on stream chemistry. Journal of Enviromental Quality, Madison, 13(2):204-10, 1984.

McCLURKIN, D.C.; DUFFY, P.D.; NELSON, N.S. Changes in forest floor and water quality following thinning and clearcutting of 20-year-old pine. Journal of Enviromental Quality, Madison, 16(3):237-41, 1987.

McCLURKIN, D.C.; DUFFY, P.D.; URSIC, S.J.; NELSON, N.S. Water quality effects of clearcutting upper coastal plain loblolly pine plantations. Journal of Enviromental Quality, Madison, 14(3):329-32, 1985.

MILLER, E.L.; BEASLEY, R.S.; LAWSON, E.R. Forest harverst and site preparation effects on stormflow and peakflow of ephemeral streams in the Quachita Mountains. Journal of Enviromental Quality, Madison, 17(2):212-18, 1988.

MOLCHANOV, A.A. Hidrologia florestal. Lisboa, Fundação Calouste Gulbenkian, 1971. 418p.

MURRAY, D.L. & GORGENS, A.H.M. Storm runoff analyses on three semi-arid catchments. Water SA, Pretoria, 7(4): 223-233.

NAKOS, G. & VOUZARAS, A. Budgets of selected Cations and anions in two forested experimental watersheds in central Greece. Forest Ecology and Management, Amsterdam, 24: 85-95, 1988.

NEARY, D.G.; BUSH, P.B.; GRANT, M.A. Water quality of ephemeral forest streams after site preparation with the herbicide nexazinone. Forest Ecology and Management, Amsterdam, 14:23-40, 1986.

NICOLSON, J.A. Alternate strip clearcutting in upland black spruce v. the impact of harvesting on the quality of water flowing from small basins in shallow - soil boreal ecosystems. The Forestry Chronicle, Quebec, 64 (1): 52-8, 1988.

OSBORN, H.B. & LANE, L. Precipitation-runoff relations for very small semiarid range and watersheds. Water Resources Research, Washington, 5(2):419-25, 1969.

PATRIC, J.H. Effects of wood products harvest on forest soil and water relations. Journal of Enviromental Quality, Madison, 9(1):73-80, 1980.

PREBBLE, R.E. & STIRK, G.B. Hydrological effects of land use change on small catchments at the Narayen Research Station, Queensland. Soil and Water Management and Conservation, Melbourne, 26(1):231-42, 1987.

RIEGELHAUPT, E.M. O consumo domiciliar de combustíveis no Estado do Rio Grande do Norte-Brasil. Natal, PNUD/FAO/BRA/82/008, 1985. (Mimeografado).

RIEGELHAUPT, E.M. Informe final del consultor en dendroenergia. Natal, PNUD/FAO/IBDF/BRA, 1985. 24p. (Documento de Campo, 35).

RIEKERK, H. Water quality effects of pine flat woods silviculture. Journal of soil and water conservation, Ankeny, 40(3):306-9, 1985.

RIEKERK, H. Influence of silvicultural practices on the hydrology of pine flatwoods in Florida. Water Resources Research, Washington, 25(4):713-19, 1989.

SALATI, E.; MATSUI, E.; LEAL, J.M. Otimização do manejo de água da região semi-árida do nordeste brasileiro. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE HIDROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS, 40, Fortaleza, 1981. Anais. São Paulo, Associação Brasileira de Hidrologia e Recursos Hídricos, 1981. p.123-48.

- SANTANA, J.F. Política florestal. In: EMBRAPA/IBDF. Reflorestamento no nordeste semi-árido. Brasília, 1982. p.104-19. (Documentos, 18).
- SCHREIBER, H.A. & KINCAID, D.R. Regression models for predicting on-site runoff from short-duration convective storm, Water Resources Research, Washington, 3(2):389-95, 1967.
- SHERIDAN, J.M. & HUBBARD, R.K. Transport of soils in streamflow from coastal plain watersheds. Journal of Enviromental Quality, Madison, 16(2):131-6, 1987.
- SOPPER, W.E. Effects of timber harvesting and related management practices on water quality in forested watersheds. Journal of Enviromental Quality, Madison, 4(1):24-9, 1975.
- STONEMAN, G.L. & SCHOFIELD, N.J. Silviculture for water production in Jarrah forest of western Australia: an evaluation. Forest Ecology and Management, Amsterdam, 27:273-93, 1989.
- TIEDEMAN, A.R.; QUIGLEY, T.M.; ANDERSON, T.D. Effects of timber harvest on stream chemistry and dissolved nutrient losses in Northeast Oregon. Forest Science, Washington, 34(2):344-58, 1988.

TRIMBLE, W.S. & WEIRICH, F.H. Reforestation reduces streamflow in the southeast United States. Journal of Soil and Water Conservation, Ankeny, 42(4):274-77, 1987.

TROENDLE, C.A. & KING, R.M. The effect of timber harvest on the fool creek watershed, 30 years later. Water Resources Research, Washington, 21(12):1915-22, 1985.

VANLEAR, D.H.; DOUGLASS, J.E.; COX, S.K.; AUGSPURGER, M.K. Sediment and nutrient export in runoff from burned and harvested pine watersheds in the South Carolina Piedmont. Journal of Environmental Quality, Madison, 14(2):169-74, 1985.

WISLER, C.D. & BRATER, E.F. Hidrologia. Rio de Janeiro, Ao Livro Técnico, 1964. 484 p.

ZAKIA, M.J.B.; PAREYN, F.G.; BURKART, R.N.; ISAIA, E.M.B. I. Incremento médio anual de matas nativas secundárias e de algarobais no Seridó-RN. In: Plano de manejo florestal para a região do Seridó do Rio Grande do Norte. Natal, Projeto PNUD/FAO/IBDF/BRA/87/007, 1988. 1, cap. 6.

ZAKIA, M.J.B. & VERLYPE, C.G. O consumo anual de energéticos florestais no Rio Grande do Norte. Natal, Projeto PNUD/FAO/BRA/87/007/IBAMA, 1990. 9p. (Circular Técnico, 05).