

Arbejdsrapport fra DMU nr. 97

Restaurering af Brede Å

Vand- og næringsstof-
balancer i de vandløbs-
nære arealer

Restoration of the River Brede
– Water and Nutrient Mass Balances
in the Riparian Areas

Vandløbsøkologi

Arbejdsrapport fra DMU nr. 97

Vandløbsøkologi

Restaurering af Brede Å

Vand- og næringsstofbalancer i de vandløbsnære arealer

Restoration of the River Brede

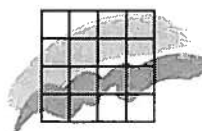
– Water and Nutrient Mass Balances in the Riparian Areas

Morten Lauge Pedersen

Carl Christian Hoffmann

Brian Kronvang

Afdeling for Vandløbsøkologi



Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser
1998

Datablad

Titel:	Vand- og næringsstofbalancer i de vandløbsnære arealer
Undertitel:	Restaurering af Brede Å. Vandløbsøkologi
English title:	Restoration of the River Brede - Water and Nutrient Mass Balances in the Riparian Areas
Forfattere: Afdeling	Morten Lauge Pedersen, Carl Christian Hoffmann & Brian Kronvang Afdeling for Vandløbsøkologi
Serietitel og nummer:	Arbejdsrapport fra DMU, nr. 97
Udgiver:	Miljø- og Energiministeriet Danmarks Miljøundersøgelser©
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt:	December 1998
Layout:	Aase Pedersen, Juana Jacobsen & Morten Lauge Pedersen
Bedes citeret:	Pedersen, M.L., Hoffmann, C.C. & Kronvang, B. (1998): Vand- og næringsstofbalancer i de vandløbsnære arealer - Restaurering af Brede Å. Vandløbsøkologi. Danmarks Miljøundersøgelser. 35 s. - Arbejdsrapport fra DMU nr. 97. Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Abstract:	En 3,2 km lige og udrettet strækning af Brede Å i Sønderjyllands Amt blev i 1994 genslynget til en 4,5 km lang mæandreende strækning. DMU udførte en omfattende undersøgelse der skulle belyse effekterne af genslyngningen. Undersøgelsen af effekterne på vand og næringsstofbalancerne i de vandløbsnære arealer var en del af den samlede undersøgelse. Der blev opstillet massebalancer for vand og forskellige stoffer i de vandløbsnære arealer. Undersøgelsen viste, at der sandsynligvis fandt en større nitratfjernelse sted ved grundvandets passage af de vandløbsnære arealer, på den restaurerede strækning, end på en opstrøms reference strækning. (With an English summary)
Frie emneord:	Brede Å, genslyngning, vandløbsnære arealer, næringsstoffer
Redaktionen afsluttet:	December 1998
ISSN:	1395-5675
Sideantal: Oplag:	35 125
Supplerende oplysninger:	Dette er en fire arbejdsrapporter fra DMU, som omhandler restaureringen af Brede Å. De tre øvrige arbejdsrapporter omhandler hhv. effekterne på invertebrat faunaen (Hansen), effekterne på vegetationen (Grøn) samt stoftilbageholdelsen på de vandløbsnære arealer (Pedersen & Svendsen).
Pris:	kr. 40,- (inkl. 25% moms, ekskl. forsendelse)
Købes hos:	Danmarks Miljøundersøgelser Vejsøvej 25, Postboks 314 DK-8600 Silkeborg Tlf. 89 20 14 00 Fax 89 20 14 14

FORORD	3
ENGLISH SUMMARY	5
1 SAMMENFATNING	7
2 INTRODUKTION	9
3 UNDERSØGELSESONRÅDET	11
4 METODER	13
4.1 FELT- OG LABORATORIEARBEJDE	13
4.2 DATA ANALYSE OG BEREGNINGER	13
5 RESULTATER	15
5.1 JORDBUND	15
5.2 HYDROLOGI OG KLIMA	16
5.3 POTENTIALER	17
5.4 VANDBALANCER	19
5.5 JERN- OG NITRATKONCENTRATIONER	21
5.6 STOFBALANCEN FOR ÅDALEN	25
6 DISKUSSION OG KONKLUSION	29
7 REFERENCER	32

Forord

Denne arbejdsrapport fra Danmarks Miljøundersøgelser er en af fire arbejdsrapporter fra Afdeling for Vandløbsøkologi, der alle omhandler overvågning af effekterne af genslyngningen af Brede Å i Sønderjyllands Amt over en 3,2 km strækning i 1994.

Denne rapport omhandler overvågning af effekterne på vandstrømning og nitratfjernelse i grundvandet på den restaurerede stræknings vandløbsnære arealer.

De tre øvrige arbejdsrapporter om genslyngningen af Brede Å omhandler henholdsvis effekterne på invertebratfaunaen (Hansen, 1998), effekterne på vegetationen (Grøn, 1998) samt stoftilbageholdelsen på de vandløbsnære arealer (Pedersen & Svendsen, 1998).

Genslyngningen af Brede Å, og overvågningen i forbindelse dermed, var en del af et større fælles EU-projekt, hvor også to engelske vandløb, River Skerne og River Cole indgik. Projektet blev støttet økonomisk af EU-LIFE (projekt nr. DK93/2504), Sønderjyllands Amt, Miljøstyrelsen og Danmarks Miljøundersøgelser.

English Summary

The possible effects on the hydrological and biogeochemical processes in the River Brede valley were studied from August 1994 to August 1996 based on measurements in piezometers installed along four transects across the river valley and two river monitoring stations located immediately upstream and downstream of the restored reach.

Groundwater discharge to the river varied considerably both along the restored river reach and from bank side to bank side. Comparison of the water balance derived from two river monitoring stations and the groundwater balance for the restored part of the river valley, based on Darcy's equation, indicated that a deep lying regional aquifer probably discharges to the river in the restored area.

The nitrate balance for the floodplain revealed that $92 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ was removed during passage through the river valley, probably as a result of pyrite oxidation. In contrast, iron leaked from the floodplain to the river at the rate of $400 \text{ kg Fe ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$.

A prolonged dry period starting four months after completion of the restoration work and lasting for the remainder of the study period makes it difficult to conclude whether the results obtained are reflective of river and floodplain restoration. Nitrate concentration measurements at the two river monitoring stations revealed no overall significant changes when comparing a pre-restoration period with two similar post-restoration periods. However, comparison of nitrate losses from an upstream control catchment and the restored reach catchment indicated enhanced removal of nitrate along the restored river reach during a three month period of flooding immediately following completion of restoration work (January to March 1995).

1 Sammenfatning

De hydrologiske og bio-geokemiske effekter af genslyngningen af en 3,2 km udrettet strækning af Brede Å blev undersøgt i en to års periode fra august 1994 til august 1996. Overvågningen af effekter blev foretaget ved hjælp af piezometerrør i forskellige dybder, opstillet i fire transekter på tværs af ådalen, samt to vandløbsmålestationer opstrøms og nedstrøms den genslyngede strækning.

Grundvandstilstrømningen til vandløbet varierede meget langs det genslyngede vandløb. Desuden var der store variationer alt efter fra hvilken side af ådalen grundvandet strømmede til vandløbet. På baggrund af en grundvandsstrømningsmodel, baseret på Darcys ligning, blev der opstillet en vandbalance for strækningen på månedsbasis. Vandbalancen for den restaurede strækning indikerer, at et dybere-liggende regionalt grundvandsmagasin, Ribe Formationen, sandsynligvis lækker store mængder grundvand til vandløbet på strækningen.

Nitratbalance for området viser, at der blev fjernet $92 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ ved passagen gennem de vandløbsnære arealer. Fjernelsen skyldes sandsynligvis, at der samtidig oxideres pyrit. Desuden viser massebalancerne, at der samtidig udvaskes jern fra de vandløbsnære arealer med en rate på $400 \text{ kg Fe ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$.

Grundet en lang tørkeperiode, der startede fire måneder efter, at restaureringen var gennemført, er det svært at vurdere, om de fundne resultater er en konsekvens af restaureringen eller af den lange tørkeperiode. Målingerne af nitrat i vandløbet op- og nedstrøms strækningen viste således ingen signifikant forskel i koncentrationerne før og efter restaureringen. Sammenligning med et opstrøms kontrolområde indikerede dog, at der muligvis fandt en større nitratfjernelse sted på den restaurerede strækning, i løbet af en tre måneders periode i vinteren efter restaureringen, hvor ådalen var oversvømmet.

2 Introduktion

Dræning af de vandløbsnære arealer i Danmark har generelt betydet en reduktion i den hydrologiske kontakt mellem vandløbene og de omkringliggende vandløbsnære arealer. Den forringede hydrologiske kontakt har medført en reduktion i vand- og stoftilbageholdelsen på arealerne (Iversen et al., 1993; Iversen et al., 1995; Kronvang et al., 1998).

Intensiveringen af landbrugsproduktionen har medført en stigning i udvaskningen af næringsstoffer til grund- og overfladevandet. Eutrofiering af de ferske- og marine vandområder og en forringelse af drikkevandskvaliteten har været nogle af konsekvenserne af den højere næringsstofbelastning (Wulff & Stigebrandt, 1989; Kronvang et al., 1993). Den diffuse tilførsel af kvælstof til de akvatiske økosystemer udgør på nuværende tidspunkt mere end 80 % af den samlede udledning af kvælstof fra landjorden (Kronvang et al., 1996). Nedbringelse af den diffuse tilførsel af kvælstof fra landbrugsarealerne er derfor af største vigtighed, hvis situationen for det akvatiske miljø skal forbedres.

I Danmark er restaurering af vandløb og de vandløbsnære arealer brugt til nedbringelse af den diffuse næringsstofbelastning og forøgelse af biodiversiteten i økosystemerne (Iversen et al., 1995; Hansen, 1996; Kronvang et al., 1998). Den naturlige hydrologiske kontakt forsøges genskabt ved genslyngning af tidligere udrettede og uddybede vandløbsstrækninger, således at der i vandløbene igen opnås tilnærmelsesvis naturlige fysiske forhold. Ved restaureringen forøges grundvandsstanden og dermed udbredelsen af de permanent og temporært våde vandløbsnære arealer (Iversen et al., 1995).

Vådområder og våde enge har et anaerobt miljø som giver mulighed for denitrifikation (Knowles, 1982; Reddy & Patrick, 1984; Tiedje, 1988). Flere danske undersøgelser i små, naturlige vådområder med grundvandstilførsel fra landbrugsarealer har vist nitrat fjernelsesrater på omkring $400 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (Iversen et al., 1995). Ved forsøg med overrisling af enge og rørsumpe er der fundet lignende eller endog højere nitratfjernelsesrater (Jørgensen et al., 1988; Hoffmann, 1991, 1998; Iversen et al., 1995). Ved genslyngning af vandløb reduceres vandføringsevnen, og vandløbsbunden hæves, hvilket medfører hyppigere oversvømmelser af de vandløbsnære arealer. Dette medvirker til en øget omsætning og tilbageholdelse af næringsstoffer på de oversvømmede vandløbsnære arealer.

Erfaringsgrundlaget fra restaureringsprojekter i stor skala er stadig relativt sparsomt, og derfor kan disse projekter medvirke til at øge forståelsen af processerne i forbindelse med næringsstoffjernelse.

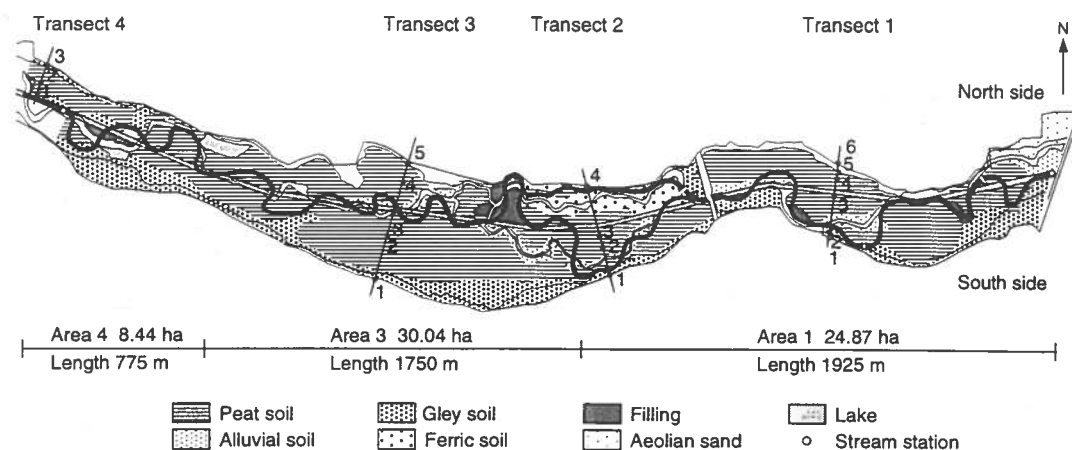
Formålet med undersøgelsen er at beskrive og kvantificere de komplekse hydrologiske og bio-geokemiske processer ved af genslyngningen af den 3,2 km lange strækning af Brede Å ved Løgumkloster. Denne undersøgelse indgik som en del af overvågningen i forbindelse med restaureringen af Brede Å. En nærmere beskrivelse af projektet og baggrunden for dette, er beskrevet i Holmes & Nielsen (1998) & Vivash et al. (1998).

3 Undersøgelsesområdet

Undersøgelsen blev udført på den restaurerede strækning af Brede Å, der er beliggende i Sønderjyllands Amt. Brede Å blev udrettet i perioden 1954-60. I 1994 blev en 3,2 km udrettet strækning restaureret (32UMG 4942-61000; 32 UMG 4920-61011, se figur 1).

I 1960'erne og 1970'erne blev ådalen udnyttet til kornproduktion, men grundet sætninger i tørvelagene i ådalen er denne kun blevet udnyttet til afgræsning og høproduktion gennem de sidste ti år. I ådalen er nogle arealer lagt brak, mens dele af den stadig bliver udnyttet til landbrugsproduktion. Som konsekvens af restaureringen er dele af ådalen blevet vådere og oversvømmes hyppigere (se Kronvang et al., 1998 og Nielsen & Holmes, 1998).

Restaureringen har desuden medført, at der er blevet skabt en ø, hvor Brede Å løber på begge sider. Halvdelen af denne ø er forblevet urørt, således at der kan ske naturlig indvandring af flora og fauna, den anden halvdel benyttes til ekstensiv græsning med kreaturer.



Figur 1. Den restaurerede strækning af Brede Å. Her er vist den udrettede strækning (hvid), det ældre mæandrerende leje (grå) og den genslyngede strækning (sort), sammen med de dominerende jordbundstyper og transekterne.

Figure 1. The restored reach of the river Brede. The former straightened channel (white), the old meandering reach (grey) and the new meandering reach (black) are shown together with the dominant soil types and the four transects used in the study.

Aflejringerne i selve ådalen er domineret af tørv. Langs den sydlige ådalsskrænt dominerer et bælte af gleyjorde, mens alluviale aflejringer findes langs åens oprindelige mæandrerende løb. På den nordlige side af åen midt på den restaurerede strækning findes en speciel hård jernholdig jordtype. Jern har sandsynligvis spillet en stor biogeokemisk rolle i ådalen i tusindvis af år. Der er fundet jernalderboplads, samt udvindingsovne og store mængder myremalm i ådalen.

4 Metoder

4.1 Felt- og laboratoriearbejde

Til opstilling og verificering af vand- og næringsstofbalancer for den restaurerede strækning, blev der oprettet to hydrometriske målestationer ved undersøgelsens start; en umiddelbart opstrøms og en umiddelbart nedstrøms den restaurerede strækning. Desuden blev der benyttet data fra vandstandsmålestationen ved Ellum Bro. Den eksisterende hydrometriske målestation ved Bredebro ca. 3 km nedstrøms den restaurerede strækning, blev brugt som referencestation til beregning af døgnmiddelvandføring. Vandføringen blev målt hver anden uge ved alle tre stationer i undersøgelsesperioden. Der blev i forbindelse med de hydrometriske målinger udtaget vandprøver ved alle tre målestationer til analyse for næringsstoffer.

Der blev etableret fire transekter tværs over ådalen på den restaurerede strækning (Figur 1). Transekterne 1, 2 og 3 strakte sig over hele ådalen, mens transekt 4 kun dækkede den ene side af ådalen. I transekterne blev der opstillet piezometerrør (PEH-rør, Rotek, Danmark) med filtre i enten én eller to dybder (Tabel 1). Placeringen og størrelsen af filtrene varierede med jordprofilerne, så der ikke blev placeret filtre i impermeable jordlag så som stærkt omdannet tørv eller gytje. For at kunne undersøge det meget vandløbsnære areal i oversvømmelsessituationer blev der placeret piezometre hhv. 1 m, 3 m og 10 m fra vandløbet. Grundvandsstanden blev målt i hvert piezometer én gang om ugen.

Vandløbet og de vandløbsnære arealers topografi blev grundigt opmålt. Desuden blev der udført en grundig kortlægning af jordbundsforholdene i ådalen (Øvig, 1994).

Ammonium og nitrat blev analyseret på en "flow injection analyser" (Lachat Instruments, USA). Klorid og sulfat blev analyseret i henhold til hhv. Dansk Standard DS 239 og DS 286 (Dansk Standard 1984 og 1990). De ovenfor nævnte analyser blev foretaget af AnalyCen A/S (Fredericia). Fosfat blev målt tre gange i overvågningsperioden og i hvert tilfælde var koncentrationerne tæt ved detektionsgrænsen på 2-5 $\mu\text{g l}^{-1}$. Grundet det lave indhold af fosfat, vil dette ikke blive behandlet yderligere. Opløst jern blev analyseret vha. biphrydyl metoden (Heaney og Davidson, 1977). Total jern blev målt som opløst jern efter tilsætning af hydroxylamin til prøven.

4.2 Dataanalyse og beregninger

Døgnmiddelvandføringen ved den hydrometriske station ved Bredebro blev beregnet vha. en Q/h-relation. Døgnmiddelvandføringen i perioden 1994-96 ved den hydrometriske station opstrøms den restaurerede strækning, blev beregnet vha. en signifikant log-log sammenhæng mellem vandføringerne målt ved Bredebro og målingerne ved den opstrøms målestation ($n=53$, $r^2=0,991$, $p<0,001$). På tilsvarende vis blev døgnmiddelvandføringen ved målestationen nedstrøms beregnet vha. en log-log relation til vandføringen ved Bredebro ($n=47$, $r^2=0,974$, $p<0,001$).

Transporten af nitrat-N ved de to hydrometriske stationer, opstrøms og nedstrøms for den restaurerede strækning, blev beregnet ved at multiplicere døgnmiddelmiddelvandføringen af nitrat-N med døgnmiddelvandføringen. Den daglige nitratkoncentration blev fundet ved lineær interpolation mellem måledagene.

Grundvandstilstrømningen til ådalen på den restaurerede strækning blev beregnet vha. et éen-dimensionelt Darcy udtryk :

$$q = k \cdot \frac{dp}{L} \quad (1)$$

Hvor: q = vandføringen pr meter vandløb; k = hydraulisk ledningsevne; dp = potentiale forskel mellem målepunkterne; L = afstanden mellem målepunkterne.

I transekt 1, 3 og 4 blev gennemsnitspotentialeforskellen mellem to nabo målestationer brugt i beregningerne. Dette viste sig at være en udmærket approksimation, da varianskoefficienten ($CV = \text{std. afvigelse} / \text{middelværdi}$) kun varierede mellem 34% og 57%. Der blev ikke foretaget feltmålinger af hydraulisk ledningsevne i ådalen. På baggrund af de detaljerede beskrivelser af jordbundsprofilerne blev værdierne for de hydrauliske ledningsevner estimeret med udgangspunkt i værdier angivet i litteraturen (Todd, 1980). Fluxen af vand mellem stationerne blev kalibreret ved at justere de hydrauliske ledningsevner i Darcy-modellen. For at kunne beregne vandbalancen blev det antaget, at den hydrologisk aktive del af jordprofilet var fem meter dyb, regnet fra den højeste grundvandsstand og nedefter. Da Darcy-modellen regner i én meters bredde, giver dette et totalt beregningsareal på 5 m^2 i hver beregning.

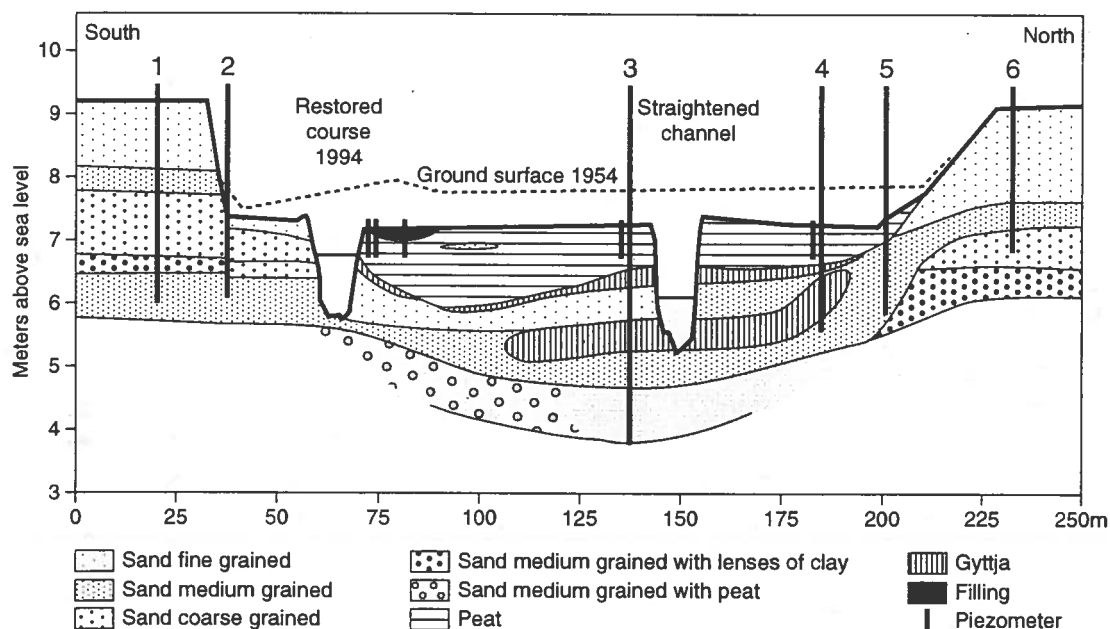
På basis af midterlinierne mellem de tre transekter 1, 3 og 4 blev ådalen inddelt i tre områder (Figur 1). Område 3 blev yderligere opdelt i et nordligt og et sydligt område. I transekt 1 viste det sig, at grundvandstilførslen fra den sydlige ådalsside var ubetydelig grundet meget små potentialeforskelle mellem station 1, station 2 og vandspejlet i Brede Å (middel = 0,003 m, min. = -0,090 m, maks. = 0,065 m; se i øvrigt figur 3 og tabel 2). Transekt 2 blev ikke brugt i beregningen af vandbalancen pga. øen i profilet og opdelingen af åens forløb i to. Dette gør, at der kun er en station mellem åen og ådalsskrænten, hvilket ville gøre beregningen særdeles usikker. Vandfluxen fra hvert område i oplandet blev beregnet ved at multiplicere grundvandstilførslen pr. meter vandløb, med længden af vandløbet inden for hvert område (figur 1). Fluxen fra område 4 og dermed data fra transekt 4 blev antaget at være ligeligt fordelt mellem de to sider. Den totale vandbalance for den restaurerede strækning blev fundet ved at lægge bidragene fra de tre delområder sammen.

De gennemsnitlige potentialeforskelle blev brugt ved beregningen af vand- og stofbalancerne og de tilhørende 95% konfidensintervaller (Hines & Montgomery, 1990). Koncentrationerne af de forskellige kemiske stoffer og deres rumlige fordeling blev analyseret vha. statistiske lineære modeller (SAS/STAT, SAS Institute Inc., 1988). For at tilstræbe en normalfordeling af data før analyserne, blev disse transformeret vha. SAS/LAB (SAS Institute Inc., 1992). Stofbalancerne er vist på tabelform for følgende stoffer : Fe^{2+} , Fe^{3+} , ammonium-N, nitrat-N og sulfat.

5 Resultater

5.1 Jordbund.

I det følgende gives en kort sammenstilling af jordbundsforholdene i ådalen baseret på Øvig (1994). I figur 2 er vist et snit på tværs af ådalen med jordbundstyperne indtegnet. Siden 1954 har jordoverfladen i ådalen sat sig i gennemsnit 0,7 m. De største sætninger findes i tørvelagene i ådalen, hvor sætningerne har været på op til 1 m, mens der i de alluviale aflejringer er sket sætninger på op til 0,2 m. I den centrale del af ådalen dominerer tørveaflejringerne i de øverste 1 m til 1,5 m af jordbundsprofilen. Der er fundet mægtigheder af tørveaflejringerne på op til 3,5 m andre steder i ådalen. I alle fire transekter findes gytjelag i 0,6 - 1,3 m dybde, samt i 2,0 - 2,5 m dybde. Tykkelsen af gytjelagene varierer fra 0,1 m til 0,5 m., men kan være op til 1 m i mægtighed. Aflejringerne på sydsiden samt på ådalsskrænterne består primært af sandede aflejringer. Sandede aflejringer findes desuden under tørve- og gytjelagene.



Figur 2. Tværsnit gennem Brede ådalen ved transekt 1 med angivelse af jordbundsforholdene. Desuden er vist placeringen af piezometerrørene i transektet.

Figure 2. Cross section of the river Brede valley at transect 1. Location and depth of deep and shallow piezometers shown to scale. Soil profile constructed and drawn from 10 borings.

Jordbundstekstur og det totale jernindhold ved filtrene i alle fire transekter er vist i tabel 1. Filtrene er placeret i lag med høj hydraulisk ledningsevne af hensyn til beregning af vandbalancen. Ved isætning af filtrene blev der udtaget jordprøver i filterdybderne. Ved at udtage af prøverne i lag med høj hydraulisk ledningsevne repræsenteres tørve- og gytjelag ikke, da disse har lave hydrauliske ledningsevner. De øverste 100 cm af jordbundsprofilen er præget af vekslende lag af tørv, gytje og sand. Under 100-150 cm dybde bliver de sandede aflejringer mere homogene, og består af 70-95% grovkornet sand og 5-25% finkornet sand sammen med mindre mængder af ler (3-10%) og silt (0,1-2,5%).

Station No.	Filter dybde m	Gr. sand %	Finsand %	Silt %	Ler %	Total Fe mg kg ⁻¹ tv ⁻¹	Humus %
<i>Transekt 1</i>							
1	2,9-3,2						
2	0,8-1,3	76,2	19,2	1,3	3,1	3400	0,2
3 top	0,1-0,6	19,8	47,0	13,1	5,1	90000	15,0
3	3,0-3,5	26,8	40,9	18,9	7,1	130000	6,3
4 top	0,1-0,6	24,3	46,1	16,7	7,7	150000	5,2
4	0,7-1,7	78,4	17,4	1,1	2,4	3200	0,7
5	0,6-1,4	79,6	15,0	1,4	3,6	1900	0,4
6	1,8-2,3	69,4	28,2	0,6	1,7	2400	0,1
<i>Transekt 2</i>							
1	1,6-2,1	91,5	4,3	0,8	3,0	7200	0,4
2 top	0,6-1,1	7,1	38,2	11,3	6,4	520000	37,0
2	1,8-2,3	67,8	20,3	5,3	4,6	7500	2,0
3 top	0,5-1,0	70,3	22,5	2,1	3,7	7900	1,4
3	2,5-3,0	90,1	4,7	1,5	2,4	7300	1,3
4	3,0-3,5	92,6	4,4	1,3	1,6	3900	0,1
<i>Transekt 3</i>							
1	2,7-3,0	88,9	7,3	1,2	2,5	4300	0,1
2	0,4-1,4	86,2	5,9	2,7	4,0	7200	1,2
3	1,8-2,8	82,0	9	2,3	4,2	130000	2,5
4	1,8-2,1	90,4	5,9	1,0	2,4	8900	0,3
5	0,6-1,6	95,1	2,5	0,9	1,4	3700	0,1
<i>Transekt 4</i>							
1	1,0-1,4	91,0	3,8	1,2	3,2	13000	0,8
2	0,8-1,3	71,2	24,7	1,3	2,3	5600	0,5
3	1,0-1,5	89,7	3,3	2,3	4,6	5800	0,1

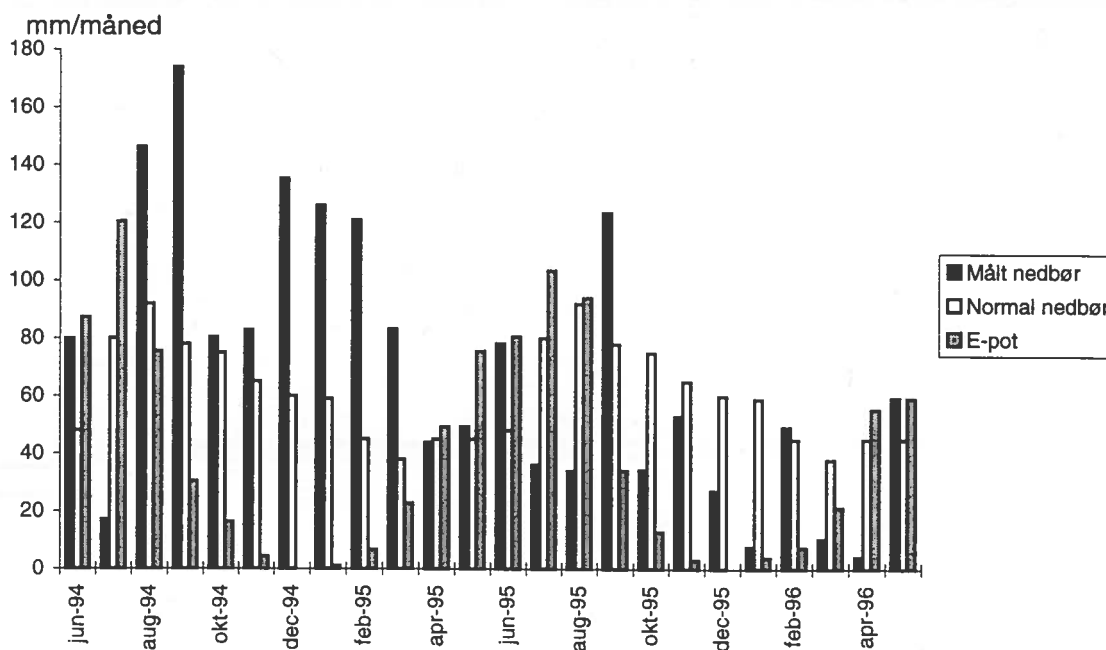
Tabel 1. Teksturanalyser og total jern (Fe-tot). Angiver at prøver er udtaget i ådalsskrænten.

Table 1. Texture analyses and total-Fe. signifies that samples were collected at the hillslope.

5.2 Hydrologi og klima

På de sandede jorder i den vestlige del af Danmark vil en stor del af nedbøren ikke øjeblikkeligt blive til afstrømning i vandløbene, men vil blive opmagasineret som grundvand for herfra langsomt at tilstrømme vandløbene. Brede Å har et højt baseflow index (0,79) (Institute of Hydrology, 1993), hvilket betyder at våde og tørre perioder ikke straks afspejles i afstrømningsforløbet i åen.

I den første del af undersøgelsesperioden juni - december 1994 faldt der 716 mm nedbør, hvilket var ekstremt højt i forhold til den normale mængde på 545 mm. I kalenderåret 1995 var nedbørsmængden tæt på det normale. Fordelingen på månedsbasis var dog meget forskellig fra den normale for området (figur 3). Af den samlede nedbørsmængde dette år faldt der 454 mm i januar, februar, maj og september, mod normalt 239 mm for disse fire måneder. De første fem måneder af 1996 faldt der 193 mm mod normalt 256, hvilket karakteriserer denne periode som meget tør.



Figur 3. Måneds nedbør, normal nedbør og fordampning i perioden juni 1994 til maj 1996.

Figure 3. Monthly precipitation, Monthly mean precipitation (1961-90) and potential evapotranspiration, June 1994 - May 1996.

I Danmark er der overskud af nedbør i perioden oktober til marts, og derfor sker der opfyldning af grundvandsmagasinet i denne periode. Nedbøren i perioden oktober 1995 - marts 1996 var på 193 mm mod det normale 411 mm. Det betød, at der i denne periode kun var en begrænset mængde vand til rådighed til grundvandsdannelse i 1995-96. Den lange periode med lav tilstrømning til grundvandet påvirkede afstrømningen i Brede Å i slutningen af undersøgelsesperioden. I kontrast til 1995-96 står perioden 1994-95, hvor nedbøren var meget højere end normalt (628 mm), hvilket medførte en stor dannelse af grundvand.

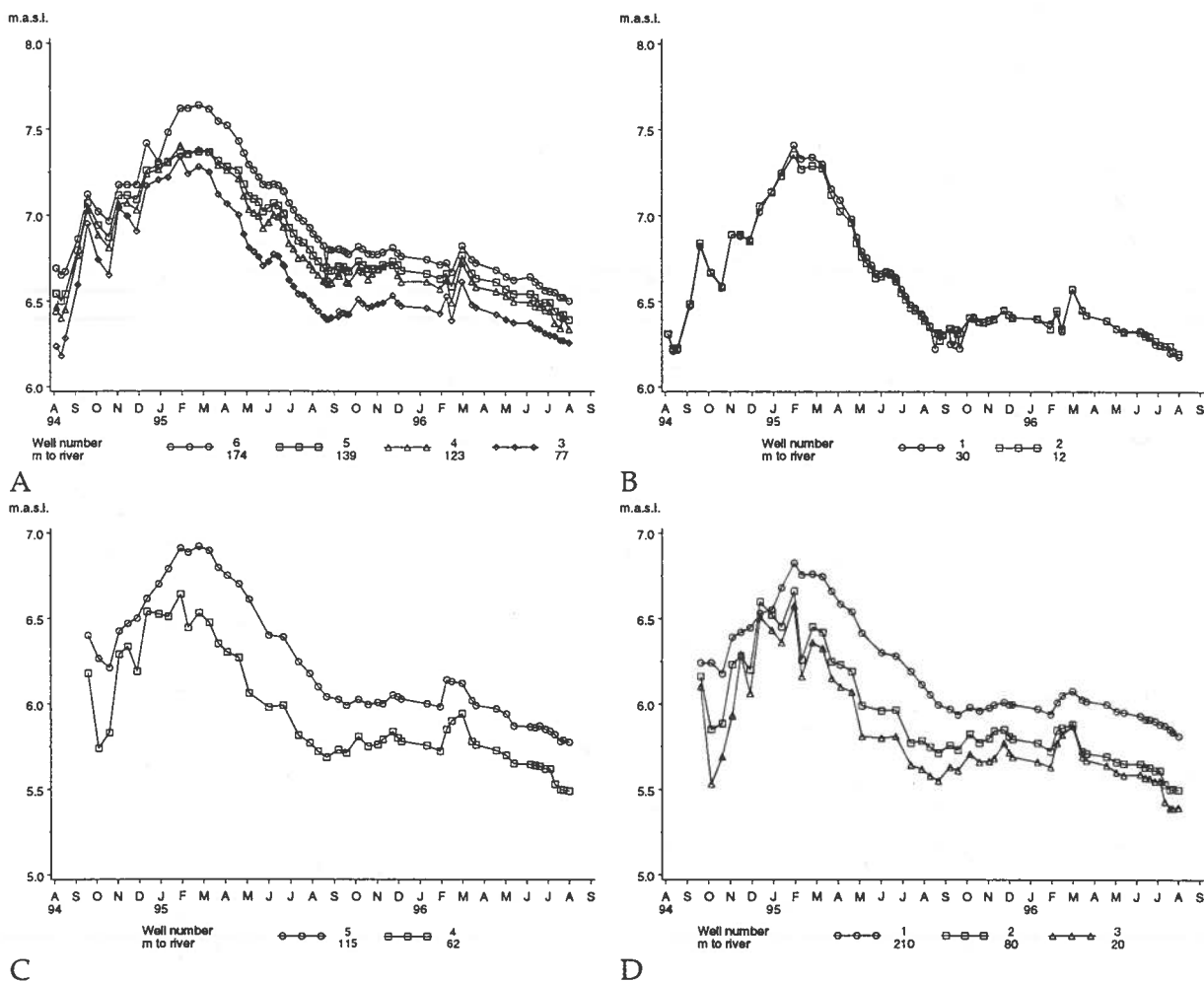
Variationer i nedbøren og dermed også i afstrømningen i Brede Å influerede også på frekvensen af oversvømmelser i ådalen. Disse fandt ofte sted i vinteren 1994-95, mens der slet ingen oversvømmelser var i vinteren 1995-96 (Kronvang et al., 1998 & Pedersen & Svendsen, 1998).

5.3 Potentialer

Alle potentialer i piezometerrørene viste samme mønster. Undtaget var dog potentialerne i den sydlige bred i transekt 1. De højeste potentialer fandtes i piezometerrørene i ådalsskrænten. Potentialerne faldt gradvist fra ådalsskrænten og ned mod vandløbet. Dette viser, at grundvand strømmer fra ådalsskrænten og ud mod vandløbet (figur 4).

Koncentrationen af klorid i grundvandet understøtter den horisontale grundvandsstrømning fra ådalsskrænten til vandløbet. Ved en statistisk analyse af klorid-koncentrationerne i piezometerrørene kunne der ikke påvises nogen forskel hverken mellem

stationerne eller mellem transekterne. Gennemsnitskoncentrationen af klorid på den nordlige side af åen var hhv. 43,5, 38,0 og 38,1 mg l⁻¹ i hhv. transekt 1, 3 og 4. Erntsen (1996) angiver, at kloridkoncentrationerne varierer mellem 30 og 40 mg l⁻¹ i de ni piezometerrør i transekt 2 (inklusive piezometerrør i baglandet).



Figur 4. Potentialer i transekt 1 nordlige bred (A); den sydlige bred (B); transekt 3 nordlige bred (C) og den sydlige bred (D). Alle potentialer er i m. DNN.

Figure 4. Hydraulic potentials in piezometers measured at transect 1 north bank (A) and south bank (B), respectively. Also shown hydraulic potentials in piezometers at north bank (C) and south bank (D) of transect 3. Potentials measured in metres above sea level (m.a.s.l.). For well locations refer to fig. 1.

Potentialeforskellene var meget konstante i alle tre transekter igennem hele undersøgelsesperioden, hvilket også ses af, at variationskoefficienterne er lave (Tabel 2 og Figur 4). Grundet de lave variationskoefficienter blev de gennemsnitlige potentialeforskelle brugt i beregningen af grundvandsfluxen med Darcy-modellen. Det skal dog bemærkes, at potentialeforskellene faldt i perioder med oversvømmelse af ådalen.

I vinteren 1994-95 var ådalen oversvømmet i 32 dage ved transekt 1 og i 4 dage i transekt 3. I resten af undersøgelsesperioden var potentialeforskellene meget stabile, pga. de stabile

hydrologiske forhold med lave nedbørsmængder. Potentialerne har generelt været svagt faldende siden oversvømmelserne i vinteren 1994-95, dog afbrudt i foråret 1996 som følge af en mindre flomhændelse.

Transekt (piezometer)	n	dp	Nedre 95%	Øvre 95%	CV %	dp/L
Tr. 1 (6-5) N	75	0,117	0,105	0,129	44,6	0,0039
Tr. 1 (5-4) N	75	0,053	0,046	0,059	57,1	0,0032
Tr. 1 (4-3) N	75	0,165	0,152	0,178	34,0	0,0033
Tr. 1 (1-2) S	75	0,003	0,004	0,010	87,9	0,0002
Tr. 3 (1-2) S	51	0,258	0,229	0,288	40,1	0,0020
Tr. 3 (2-3) S	51	0,107	0,091	0,124	55,7	0,0018
Tr. 3 (5-4) N	51	0,291	0,263	0,320	35,0	0,0055
Tr. 4 (3-1) N	20	0,508	0,380	0,635	53,6	0,0060

Tabel 2. Middelpotentialeforskelle mellem nabostationer i transekt 1, 3 og 4. dp: Middelpotentialeforskelle; N: Nord; S: Syd; n: antal observationer; CV: varianskoeficient; dp/L: Potentialeforskelle divideret med afstand mellem stationer.

Table 2. Mean hydraulic heads between adjacent piezometer stations at transects 1, 3 and 4. N: North side; S: South side; n: observations; CV: coefficient of variance; dp/L: hydraulic head divided by distance.

Grundvandstilstrømningen fra den sydlige side af ådalen i transekt 1 var ubetydelig, grundet meget lave potentialeforskelle igennem hele undersøgelsesperioden (Figur 4 og Tabel 2). På den nordlige side i transekt 1 var de hydrologiske forhold stabile. Middelpotentialeforskellen mellem to stationer, divideret med afstanden mellem dem (dp/L) var konstant for hele transektet, hvilket også gjaldt den sydlige side af transekt 3 (Tabel 2). I modsætning til dette var dp/L signifikant højere på den nordlige side i transekt 3 samt i transekt 4. Da jordbundsprofilen indikerer at de hydrauliske ledningsevner på begge sider af åen er i samme størrelsesorden, betyder dette at grundvandstilstrømningen fra nordsiden i transekt 3 og 4 er 2 til 3 gange større end fra sydsiden.

5.4 Vandbalancer

Der er en særdeles stor variation i grundvandstilstrømningen langs den restaurerede strækning. Den højeste grundvandstilstrømning sker fra nordsiden af Brede Å med en maksimal tilstrømning på $1,020 \text{ m}^3 \text{ m}^{-1} \text{ d}^{-1}$ i området repræsenteret af transekt 3 (tabel 3). Grundvandstilstrømningen fra sydsiden er mindre, og der forekommer ingen tilstrømning i transekt 1 og kun $0,224 \text{ m}^3 \text{ m}^{-1} \text{ d}^{-1}$ i transekt 3. Den årlige grundvandstilstrømning fra engene (Q_{ENGE}) var $1,41 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ år}^{-1}$, hvilket svarer til $1,18 \cdot 10^5 \text{ m}^3$ om måneden (tabel 3 og 4).

Transekt	q_{Dag}	$q_{\text{år}}$
1 (6-3) nord	0,571	408.888
3 (5-4) nord	1,020	664.020
3 (1-3) syd	0,224	145.824
4 (3-1) nord	0,668	194.868
I alt, Q_{ENGE}	0,882	1.413.600

Tabel 3. Grundvandstilstrømning til Brede Å. Beregningerne er foretaget for hver side af vandløbet og for hvert transekt. Nummeret i parentes refererer til stationsnummeret i figur 1.

Table 3. Total groundwater discharge to river Brede. Calculations made for each transect and bank side per metre river bank per day (q_{dag}) and for the whole riparian area ($q_{\text{år}}$) covered by the transect in question.

Den samlede grundvandstilstrømning fra den restaurerede strækning beregnes ved at multiplicere grundvandstilstrømningen beregnet vha. (1) med længden af vandløbet inden for det område, som det pågældende transekt dækker :

$$Q_{\text{ENGE}} = q_{\text{Transekt 1}} \cdot L_{\text{Transekt 1}} + q_{\text{Transekt 3N}} \cdot L_{\text{Transekt 3N}} + q_{\text{Transekt 3S}} \cdot L_{\text{Transekt 3S}} + q_{\text{Transekt 4}} \cdot L_{\text{Transekt 4}} \quad (2)$$

Hvor: q = grundvandstilstrømningen pr. meter vandløb og L = længden af vandløbet inden for det område som transektet dækker.

Længden af vandløbet inden for hvert transekt er angivet i Figur 1 og grundvandstilstrømningen pr. meter vandløb er givet i Tabel 3.

Den samlede vandbalance for den restaurerede strækning kan skrives som :

$$Q_{\text{VANDLØB}} = Q_{\text{OPSTRØMS}} - Q_{\text{NEDSTRØMS}} = Q_{\text{ENGE}} + Q_{\text{R.F.}} \quad (3)$$

Hvor: $Q_{\text{VANDLØB}}$ = tilstrømningen på den restaurerede strækning målt i vandløbet; $Q_{\text{OPSTRØMS}}$ = afstrømningen ved den opstrøms vandløbsmålestation; $Q_{\text{NEDSTRØMS}}$ = afstrømningen ved den nedstrøms målestation; Q_{ENGE} = grundvandstilstrømningen fra engene; $Q_{\text{R.F.}}$ = tilstrømningen fra Ribe Formationen.

Vandbalancen udregnet ud fra de to hydrometriske målestationer ($Q_{\text{VANDLØB}}$), umiddelbart op- og nedstrøms for den restaurerede strækning, gav gennemsnitstilstrømninger på hhv. $6,43 \cdot 10^5 \text{ m}^3 \text{ måned}^{-1}$ og $7,72 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ år}^{-1}$. Minimumstilstrømningen var $2,51 \cdot 10^5 \text{ m}^3 \text{ måned}^{-1}$ i august 1996, og maksimumsafstrømningen var $17,94 \cdot 10^5 \text{ m}^3 \text{ måned}^{-1}$ i januar 1995 (Tabel 4). I undersøgelsesperioden var der 5 måneder med høj tilstrømning (november 1994 til marts 1995), hvor tilstrømningen varierede mellem $10,49 \cdot 10^5 \text{ m}^3 \text{ måned}^{-1}$ og $17,94 \cdot 10^5 \text{ m}^3 \text{ måned}^{-1}$. I 15 ud af 23 måneder i undersøgelsesperioden var tilstrømningen under $6 \cdot 10^5 \text{ m}^3 \text{ måned}^{-1}$. Derfor er mediantilstrømningen på $4,39 \cdot 10^5 \text{ m}^3 \text{ måned}^{-1}$ et bedre mål for tilstrømningen end middeltilstrømningen (Tabel 4). Der er en betydelig forskel på vandbalancen udregnet vha. de to hydrometriske stationer, $Q_{\text{VANDLØB}}$ og vandbalancen estimeret ud fra målinger af grundvandstilstrømningen på engene, Q_{ENGE} .

Der er to mulige forklaringer på forskellen i de to opgørelser af hhv. $Q_{\text{VANDLØB}}$ og Q_{ENGE} . Den dybere liggende regionale aquifer, Ribe Formationen, tilfører vand til Brede Å og ådalen

flere steder langs den restaurerede strækning (Thomsen & Friberg, 1992; Friberg & Thomsen, 1995). Tilførslen fra Ribe formationen er ikke inkluderet i den beregnede grundvands-tilstrømning gennem engene. Beregningen af Q_{ENGE} tager kun højde for den horisontale tilførsel af grundvand over en dybde på 5 meter. Det er mest sandsynligt, at tilførslen fra Ribe formationen sker i området omkring transekt 2, hvor der findes en speciel jernholdig jordtype (ferric soil), hvilket indikerer tilførsel af jernholdigt grundvand til ådalen. Der er desuden observeret underjordiske kildevæld i dette område (Øvig, pers. comm.).

Grundvandstilstrømningen til Brede Å fra Ribe Formationen kan estimeres vha. Darcy-udtrykket (ligning 1, $k = 45 \text{ m d}^{-1}$), og data fra Friberg & Thomsen (1995). Ifølge denne varierer potentialet i Ribe formationen mellem 12 og 15 m DNN på den restaurerede strækning. Afstanden fra vandløbsbunden til Ribe Formationen er cirka 150 m. Middelvandstanden i Brede Å er 7 m DNN. I tabel 4 er den månedlige middel, minimum og maksimum grundvandstilstrømning fra Ribe Formationen $Q_{\text{R.F.}}$ udregnet. Vandbalancen for den restaurerede strækning inklusiv bidraget fra Ribe Formationen viste, at minimum- og medianforskellen dQ mellem $Q_{\text{VANDLØB}}$ på den ene side og $Q_{\text{ENGE}} + Q_{\text{R.F.}}$ på anden var lille. (Tabel 4). I januar 1995, hvor der var den største afstrømning, var forskellen mellem $Q_{\text{VANDLØB}}$ og $Q_{\text{ENGE}} + Q_{\text{R.F.}}$ stor. Den store forskel skyldes en kombination af ikke målt overfladisk afstrømning og interflow, samt at der er en større usikkerhed på vandbalancen estimeret ud fra de to hydrometriske stationer i denne periode, på grund af oversvømmelse af ådalen, og de deraf følgende problemer med korrekt estimering af vandføringen.

	Minimum $\text{m}^3 \text{ måned}^{-1}$	Median $\text{m}^3 \text{ måned}^{-1}$	Middel $\text{m}^3 \text{ måned}^{-1}$	Maksimum $\text{m}^3 \text{ måned}^{-1}$
$Q_{\text{VANDLØB}}$	2.51	4.39	6.43	17.94
Q_{ENGE}	1.18	1.18	1.18	1.18
$Q_{\text{R.F.}}$	2.03	2.64	2.64	3.25
$dQ = Q_{\text{VANDLØB}} - (Q_{\text{ENGE}} + Q_{\text{R.F.}})$	-0.70 (-28%)	0.57 (13%)	2.61 (41%)	13.47 (75%)

Tabel 4. $Q_{\text{VANDLØB}}$, Q_{ENGE} , $Q_{\text{R.F.}}$ og dQ beregnet for en median, middel, minimum og maksimum måned. Alle tal er i 10^5 m^3 .

Table 4. Waterbalance for the restored reach on a monthly basis. The difference in discharge in the river ($Q_{\text{VANDLØB}}$), the contribution from the groundwater in the riparian areas (Q_{ENGE}), the contribution from the Ribe Formation and the difference (dQ) are given as monthly mean, median, maximum and minimum values in. All figures are in 10^5 m^3 .

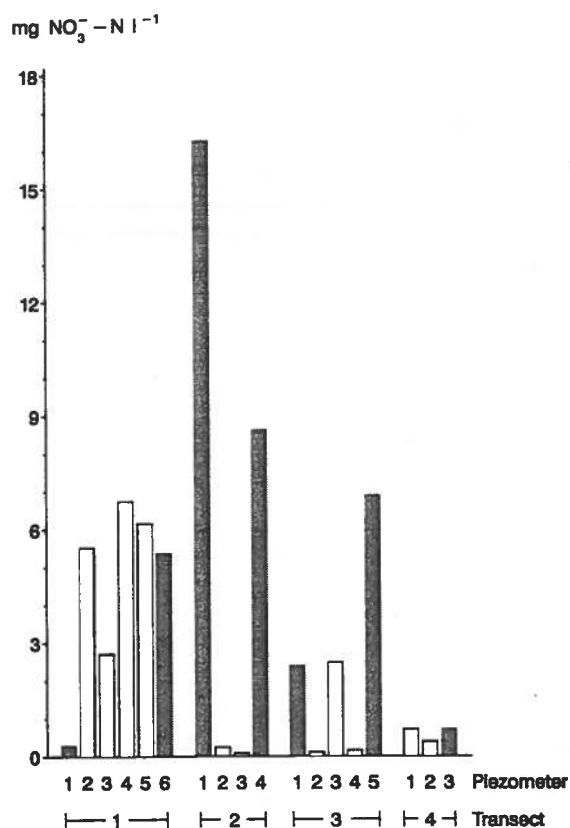
En anden mulig forklaring på forskellen i Q_{ENGE} og $Q_{\text{VANDLØB}}$ er, at den horisontale grundvands-tilstrømning gennem engene i nogle dele af ådalen foregår i større dybde end de 5 m, der er antaget i beregningerne, og at der således nogle steder beregnes en for lille horisontal tilstrømning.

5.5 Jern- og nitratkoncentrationer

Stofkoncentrationerne varierede meget fra transekt til transekt og også mellem de enkelte piezometerrør i det samme transekt. Variationerne i stofkoncentrationerne var ikke altid signifikante, men der var i flere tilfælde et markant mønster i fordelingen.

Nitratkoncentrationerne var generelt højest i de dybe piezometerrør i ådalsskrænten, og lavere ude på engarealerne. Dette indikerer, at der forsvinder nitrat ved passagen af engene

(Figur 5). Forskellen i koncentrationerne var signifikant for transekt 2 og 3 på begge sider af åen. I transekt 1 faldt koncentrationen af nitrat kun på nordsiden af åen (station 6 til station 3). Faldet var dog ikke signifikant på 95%-niveau. Grundvandstilstrømningen fra sydsiden af Brede Å omkring transekt 1 var relativt beskednen. Denne lave grundvandstilstrømning betyder, at der ingen udvaskning af nitrat sker på trods af koncentrationer på 5,5 mg NO₃⁻-N ved station 2 (Figur 5).



Figur 5. Middelkoncentrationer af nitrat-N i de dybe piezometre i hvert transekt. Piezometre på ådalsskrænten er skraverede.

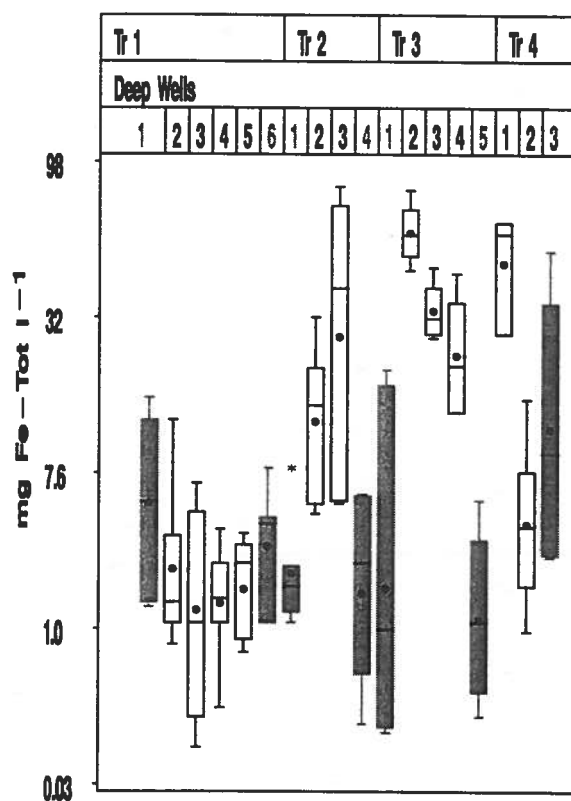
Figure 5. Observed mean nitrate-N concentrations measured in the deep piezometers in each transect. Hill slope piezometers are shown shaded.

En statistisk analyse afslørede, at 67% af variationen kunne beskrives vha. en model, hvor nitrat koncentrationen var afhængig af transekt og piezometer ($\text{NO}_3 = \text{Transekt} \cdot \text{Piezometer}$, $r^2 = 0,67$, $n = 169$; data transformeret til 0,2 potens for normalfordeling). Data for koncentrationerne af nitrat i overjorden (10 - 60 cm) inkluderer kun 33 observationer grundet den lange tørre periode i 1996. Gennemsnitskoncentrationen af nitrat og opløst jern i transekt 1, 2 og 3 (ingen observationer fra transekt 4) er vist i tabel 5. Lave nitrat koncentrationer og høje koncentrationer af opløst jern ser ud til at findes sammen. Dette understøttes af den statistiske analyse, som viser, at nitratkoncentrationen er afhængig af koncentrationen af opløst jern. Modellen forklarer 79% af variationen ($\log_{10} \text{NO}_3 = \text{Transekt} \cdot \text{Fe}^{++}$, $n = 29$).

Transekt	Observerede middelværdier		Beregnet NO ₃ ⁻ -N mg l ⁻¹	Konfidensinterval 95 %
	NO ₃ ⁻ -N mg l ⁻¹	Fe ⁺⁺ mg l ⁻¹		
1	2.22	5.35	8.81	4.27 - 18.18
2	0.30	82.16	1.14	0.44 - 2.95
3	9.98	0.27	13.04	5.63 - 30.21

Tabel 5. Observerede koncentrationer af nitrat og opløst jern i overjorden (venstre) og beregnede gennemsnitskoncentration af nitrat i transekt 1, 2 og 3 (højre). Antal obs. = 29.

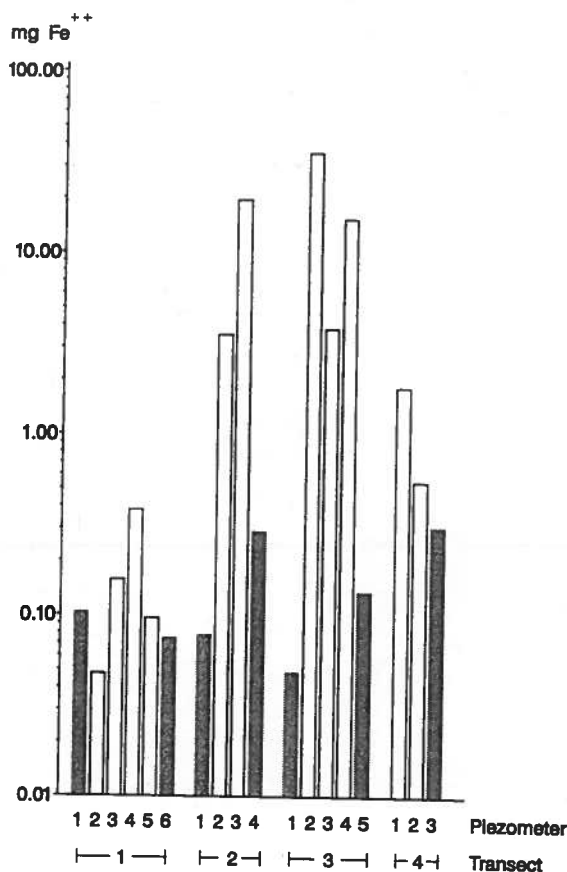
Table 5. Observed mean nitrate and ferrous iron concentrations are shown together with model predicted nitrate concentrations for transects 1, 2 and 3. n = 29.



Figur 6. Box-og-Whisker plot. Koncentration af total jern i de dybe piezometre i hvert af de fire transekter. Middelt = prik; median = horisontal stolpe; 25 % og 75 % kvartiler = Øvre og nedre ende af boksen; endepunkter på "whisker" viser værdier indenfor 1,5 interkvartiler af boksen. Stjerner viser værdier udenfor disse grænser. Piezometre i ådalsskrænten er skraverede.

Figure 6. Box-and-Whisker plot showing total iron concentration in the deep piezometers at each of the four transects. Mean = dot; median = horizontal bar; 25% and 75% quartiles = lower and upper edges of the box; the endpoints of the whiskers extend to values that lie within 1.5 interquartile ranges of the box and asterisk represents values outside this range. Hill slope piezometers are shown shaded

Koncentrationen af total jern (Fe-tot) viste et mønster, der var modsat mønstret for nitrat. Gennemsnitskoncentrationen af total jern i hvert af de dybe piezometerør i alle fire transekter er vist i Figur 6. Det overordnede billede af total jern-koncentrationerne viste de højeste koncentrationer på engene i ådalen, mens de laveste koncentrationer fandtes i ådalsskrænten. I transekt 1 var mønstret ikke så tydeligt, og der var stort set ingen forskel mellem koncentrationerne i piezometerørerne i skrænten og på engene. Der var dog en tendens til højere koncentrationer i ådalsskrænten på begge sider af åen (station 1 og station 6). I transekt 2 og 3 var koncentrationen af total jern signifikant højere i piezometerørerne i ådalen end i piezometerørerne i ådalsskrænten. Den statistiske analyse viste, at total jern-koncentrationen kunne beskrives ud fra en sammenhæng mellem transekt og piezometerør. Den statistiske model forklarede 61% af variationen ($\text{Fe-tot}^{0.2} = \text{Transekt} \cdot \text{Piezometer}$, $n = 105$).

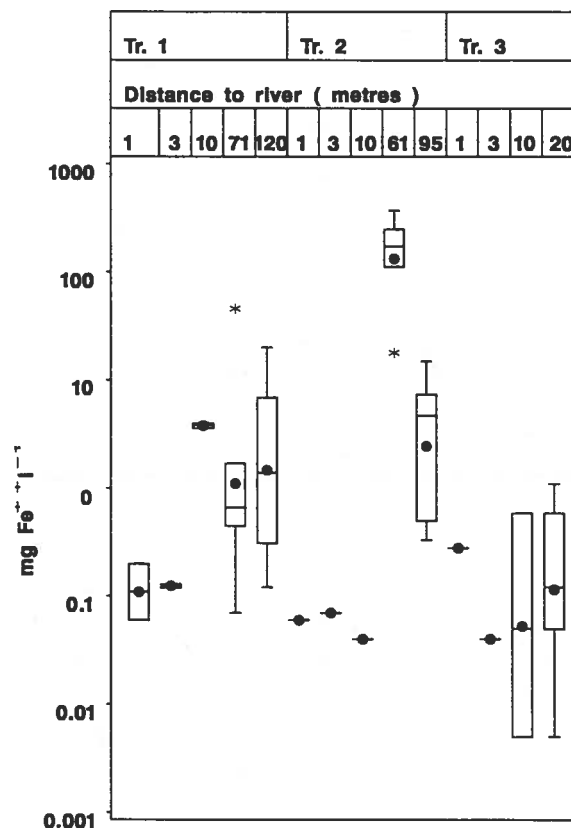


Figur 7. Middelkoncentrationer af Fe⁺⁺ i de dybe piezometre i hvert transekt. Piezometre i ådalsskrænten er skraverede.

Figure 7. Observed mean ferrous iron concentrations in the deep piezometers in each of the transects. Hill slope piezometers are shown shaded.

Koncentrationerne af opløst jern (Fe^{2+}) i de dybe piezometerrør fulgte det samme mønster som for total jern, hvor koncentrationerne var højest i ådalen og lavest i ådalsskrænten (Figur 7). Koncentrationen af Fe^{2+} kunne beskrives ud fra en sammenhæng mellem transekt og piezometerrør, men nitrat havde også indflydelse på koncentrationen. Selvom nitrat i nogen grad varierede i piezometerrørene i ådalsskrænten, var koncentrationerne højere end i piezometerrørene i selve ådalen (Figur 5). Dette mønster er modsat rettet mønstret i koncentrationen af opløst jern. Den statistiske model $\log_{10} \text{Fe}^{2+} = \text{NO}_3 + \text{transekt} \cdot \text{piezometer}$, $n = 122$, forklarer 60% af variationen.

I overjorden varierede koncentrationerne af Fe^{2+} betydeligt (Figur 8). De laveste koncentrationer fandtes i piezometerrørene nærmest åen (1, 3 og 10 meters afstand). Kun piezometerrøret 61 m fra åen i transekt 2 var signifikant forskelligt fra disse piezometre. Forskellen i Fe^{2+} koncentrationerne mellem de andre rør var dog ikke signifikant (95% niveau). Den statistiske model $\log_{10} \text{Fe}^{2+} = \text{Transekt} \cdot \text{Piezometer}$, $n = 40$, $r^2 = 0,63$ var signifikant, men tilførte ikke meget information. Den lange tørre periode i 1996 har efter al sandsynlighed haft stor indflydelse på mønstret i Fe^{2+} koncentrationerne.



Figur 8. Box-og-whisker plot af koncentrationerne af Fe^{2+} i overjorden i transekt 1, 2 og 3 i forskellige afstande fra vandløbet. Symboler er forklaret på Figur 6.

Figure 8. Box-and-Whisker plot showing ferrous iron concentration in the top soil measured at transect 1, 2 and 3 at different distances from the river. See fig. 5 for explanation of symbols.

5.6 Stofbalancen for ådalen

På baggrund af beregningerne af grundvandstilstrømningen gennem engene er der opstillet massebalancer for hele ådalen (Tabel 6). Beregningerne for område 1 og 3 er baseret på 11 måledatoer, mens der kun er 5 måledatoer til rådighed i område 4.

Hverken opløst jern (Fe^{++}) eller total jern (Fe-tot) blev tilbageholdt på den restaurerede strækning som helhed, selvom der i område 1 blev tilbageholdt både opløst og total jern. Generelt virker ådalen som en kilde for jern. 11% af tilførslen af jern fra baglandet bestod af opløst jern, mens 69% af den udvaskede jernmængde var på opløst form. Område 3 ser ud til at være den store kilde for jern. I dette område bestod mere end 84% af den samlede udvaskning af jern af opløst jern (Fe^{++}), mens kun 7% af jernmængden fra baglandet var på opløst form. Dette betyder at der strømmede $68 \text{ kg Fe}^{3+} \text{ ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (i alt 2053 kg) til fra baglandet, mens der yderligere blev frigivet $108 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (i alt 3263 kg) i ådalen. Den samlede udvaskning til Brede Å var på $176 \text{ kg Total jern ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Billedet var en smule anderledes for område 4, her bestod 15% af jernmængden fra baglandet af opløst jern, mens kun 3% af den udvaskede jernmængde i ådalen var på opløst form. Det samlede tab fra område 4 var på $18 \text{ kg Fe}^{++} \text{ ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Tabet af total jern var dog langt større idet der kom $428 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ fra baglandet, mens der blev udvasket mere end dobbelt så meget til Brede Å, $1035 \text{ kg Fe}^{3+} \text{ ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Netto blev der udvasket $607 \text{ kg total jern ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ fra den restaurerede strækning.

I område 1 og 3 forsvandt der nitrat ved passage af engene i ådalen. Nettoomsætningen var på hhv. $44 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ og $160 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. I område 4 udvaskes der nitrat til Brede Å i små mængder, $6 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, hvilket måske kan skyldes, at ådalen stadig befinder sig i en "før-restaureringssituation". I modsætning til dette blev der tilbageholdt ammonium i område 4 ($2,1 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$). Belastningen af ådalen med ammonium fra baglandet var også højest i område 4 med $225 \text{ kg NH}_4\text{-N år}^{-1}$ eller $26,8 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$.

Ådalen tilbageholdt sulfat i område 4 ($349 \text{ kg SO}_4^{2-} \text{ ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$). Men da der kun var fem måledatoer til rådighed og da variationerne i sulfat koncentrationerne var store, var tallet behæftet med en stor usikkerhed. Udvasningen af sulfat fra de to andre områder var betydelig, og den samlede udvaskning til Brede Å fra ådalen blev beregnet til $696 \text{ kg SO}_4^{2-} \text{ ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$.

Der blev ikke fundet nogen signifikant forskel i koncentrationerne af nitrat-N ved målingerne i Brede Å umiddelbart opstrøms og nedstrøms for den restaurerede strækning (t-test på log transformerede data; $n = 66$; $t = -0,79$; $p = 0,24$). Grundet manglende forskel i koncentrationerne blev der ikke opstillet nogen nitratbalance på baggrund af de målinger i vandløbet, der blev foretaget opstrøms og nedstrøms for den restaurerede strækning.

For at kunne teste om der efter restaureringen er sket en ændring i koncentrationen af nitrat-N i vandløbet, som følge af den højere grundvandsstand på de vandløbsnære arealer, blev undersøgelsesperioden inddelt i tre delperioder; én periode før restaureringen (I: januar 1994 - juni 1994) og to efter restaureringen (II: januar 1995 - juni 1995 og III: januar 1996 - juni 1996). Der blev udført t-test på differencerne mellem de log-transformerede nitratkoncentrationer i de tre perioder i vandløbet. t-testen viste ingen signifikant forskel mellem koncentrationerne i periode I og II ($t = 1,09$; $p = 0,29$) og ingen forskel i mellem periode I og III ($t = -0,22$; $p = 0,82$).

Transekt Areal (ha)	Input kg år ⁻¹	Total retention kg år ⁻¹		Retention kg ha ⁻¹ år ⁻¹		Retention %
<i>Fe²⁺</i>						
1 (24,9)	97	27±46	46	1±	2	28
3 (30,1)	156	-17386±	1357	-578±	45	-11263
4 (8,4)	614	-149±	60	-18±	7	-24
Σ (63,4)	866	17508±	4943	-276±	78	-2022
<i>Fe-total</i>						
1 (24,9)	1435	490±	378	20±	15	34
3 (30,1)	2209	-20649±	4052	-686±	135	-935
4 (8,4)	4212	-5249±	970	-625±	115	-125
Σ (63,4)	7856	-25408±	9394	-400±	148	-323
<i>NO₃-N</i>						
1 (24,9)	2236	1087±	707	44±	28	49
3 (30,1)	5793	4812±	794	160±	26	83
4 (8,4)	243	-51±	31	-6±	4	-21
Σ (63,4)	8272	5847±	2327	92±	37	71
<i>NH₄-N</i>						
1 (24,9)	21	-208±	28	-8,4±	1,1	-974
3 (30,1)	23	-138±	32	-4,6±	1,1	-601
4 (8,4)	123	18±	15	2,1±	1,7	15
Σ (63,4)	167	364±	110	5,8±	1,7	-197
<i>SO₄</i>						
1 (24,9)	19086	-14235±	6145	-575±	247	-75
3 (30,1)	29843	32789±	10567	-1092±	315	-110
4 (8,4)	11166	2947±	1112	349±	132	26
Σ (63,4)	60095	44077±	26952	-696±	425	-73

Tabel 6. Massebalancer for ådalen på den restaurerede strækning. Retentionen er vist med 95% konfidensintervaller.

Table 6. Mass balances for the river valley at the restored reach. Retention figures are shown with ± 95% confidence limits.

6 Diskussion og konklusion

Vandmiljøplanens mål om en 50% reduktion i udledningen af kvælstof til vandmiljøet er ikke opfyldt på nuværende tidspunkt, selvom der er sket en stor reduktion i udledningen af kvælstof fra punktkilder (Kronvang et al., 1996). Der er derfor brug for nye initiativer, der specifikt er rettet mod en reduktion af udledningen fra diffuse de kvælstofkilder og transportveje for den diffuse kvælstof udvaskning.

På oplandsniveau ville et passende initiativ være at genetablere selvrensningseffekten i vandløb og vandløbsnære arealer, da det er påvist i flere undersøgelser, at der kan opnås store nitratfjernelsesrater ved at genetablere de vandløbsnære vådområder (Peterjohn & Correll, 1984; Cooper, 1990; Hoffmann et al., 1993; Haycock and Pinay, 1993). Indtil nu er der få undersøgelser vedrørende nitratfjernelse i forbindelse med storskalaprojekter. Derfor er storskalaprojekterne i Danmark en oplagt mulighed for at påvise eventuelle effekter på nitratfjernelsen. Et af formålene med Brede Å-restaureringsprojektet var derfor at demonstrere de positive effekter på næringsstoff tilbageholdelsen ved genslyngning af vandløbet, hævnning af grundvandsstanden i ådalen og en forøgelse af oversvømmelsesfrekvensen af de vandløbsnære arealer (Holmes & Nielsen, 1998).

En omfattende jordbundsundersøgelse afslørede, at geologien på de vandløbsnære arealer i Brede Å-dalen var særdeles kompliceret, hvilket understregede de vanskeligheder, der er forbundet med måling og kvantificering af de hydrologiske og biogeokemiske processer på sådanne arealer. Ydermere er der sket sætning i jordlagene i ådalen som følge af dræning, hvilket har betydet en forøgelse af magasinpotentialet på de vandløbsnære arealer.

LaBaugh (1986) og Carter (1986) har begge understreget vigtigheden af at måle samtlige vandbalancekomponenter nøjagtigt for at kunne beregne grundvandstilstrømningen mv. I denne undersøgelse er der fokuseret på grundvandstilstrømningen, da Brede Å på denne strækning er et grundvands-udstrømningsområde. Grundvandsmagasinet er kvantitativt den mest betydende parameter i vandbalancen i dette område. På trods af dette kan grundvandstilstrømningen fra ådalens sider (ligning 1) ikke forklare den samlede afstrømning på den restaurerede strækning, og derfor må bidraget fra overskudsnedbør i oplandet og et bidrag fra den regionale aquifer, Ribe Formationen, også inddrages i beregningen. Når man ser på undersøgelsesperioden som helhed, forklarer de tre bidrag på tilfredsstillende måde de afstrømningsmængder, der er fundet i vandløbet vha. de hydrometriske målinger. Afstrømnings- og nedbørsmønstret er ikke i overensstemmelse, fordi der er en forsinkelse i afstrømningen fra de vandløbsnære arealer, når vandet passerer disse. Dette er yderligere underbygget af, at vandløbet har et baseflow indeks på 0,79, og potentialeforskellene i grundvandet på de vandløbsnære arealer er konstante i alle transekter.

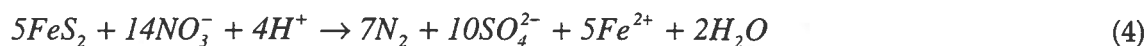
Resultaterne i undersøgelsen kan ses som en kombination af flere ændringer i de hydrologiske forhold på strækningen på samme tid:

1. Sløjfning af grøfter og kanaler i ådalen.
2. Hævning af grundvandsstanden på de vandløbsnære arealer i ådalen.
3. Oversvømmelse af ådalen som resultat af genslyngning af vandløbet og nedbringelse af vandføringsevnen i vandløbet.

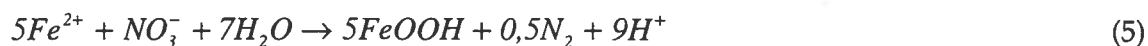
De statistiske analyser af jern og kvælstof i grundvandet viste, at det ikke var muligt at skelne mellem de ovenstående faktorer, da tiden ikke var en betydende faktor i analyserne.

Det var dog forventet, at en restaurering af vandløb og de vandløbsnære arealer ville bevirke en målbar forskel i hydrologi og geokemi på de vandløbsnære arealer. Den målbare forskel ikke blev ikke så markant som forventet, hvilket kan skyldes, at der efter restaureringen var en lang periode med usædvanlig lille nedbørsmængde. Det hydrologiske år 1995-96 var det mest nedbørsfattige i dette århundrede i Danmark (Kronvang et al., 1996). Den lange tørre periode bevirkede, at grundvandsstanden i ådalen faldt i denne periode. Potentialeforskellene blev dog kun påvirket i mindre grad heraf.

Resultaterne af analyserne af næringsstofkoncentrationerne indikerer, at der er en sammenhæng mellem koncentrationerne af opløst jern og nitrat ($p < 0,001$) både i overjorden og i de dybere jordlag. Dette kan skyldes nitratreduktion gennem oxidation af pyrit. Ifølge Kölle et al. (1983, 1985) sker følgende reaktioner i denne proces :



og



Reduktionen af nitrat vha. pyritoxidation (autotrof denitrifikation) er tidligere blevet påvist i redox zonen i en jysk hedeslette aquifer (Postma et al., 1991).

I område 3 blev der fundet indicier på udvaskning af opløst jern og deraf følgende reduktion af nitrat og produktion af sulfat. Vægtforholdet mellem NO_3^- / Fe og NO_3^- / SO_4^{2-} er hhv. 0,7 og 0,2, hvilket indikerer, at reaktionen, der er beskrevet i ligning 4, kan foregå i denne del af ådalen (Tabel 6). På baggrund af den lange tørre periode i 1996 er det også muligt, at pyrit blev oxideret med ilt som elektronacceptor. Desuden ser det også ud til at der sker heterotrof denitrifikation (organisk stof virker som elektrondonor) i område 1, hvor nitrat reduceres samtidig med, at jern tilbageholdes. De modstridende resultater i område 4 hvor der sker sulfat tilbageholdelse samtidig med udvaskning af jern (Fe-tot) og nitrat, skyldes sandsynligvis det spinkle datamateriale.

Nitratfjernelsesraten i de vandløbsnære arealer i Brede Å blev estimeret til $92 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, hvilket er en smule højere end i foregående undersøgelser i naturlige områder (Peterjohn & Correll, 1984; Lowrance et al., 1984; Jacobs & Gilliam, 1985). I en organisk vandløbsnær jord fandt Cooper (1990) en gennemsnitlig fjernelsesrate på $26 - 184 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. De ekstremt tørre sommer og vinter måneder i 1995-96 gør det svært at drage nogle konklusioner om hvorvidt restaureringen af Brede Å og de vandløbsnære arealer har øget kvælstof fjernelsen.

Denne undersøgelse viste, at de biogeokemiske processer i de restaurerede vandløbsnære arealer i Brede Å fjerner nitrat vha. pyrit oxidation. De meget varierende klimatiske forhold i undersøgelsesperioden forhindrer, at man entydigt kan konkludere noget sikkert om effekterne af restaureringen. Der kræves en længere undersøgelsesperiode for at få fuldstændig klarhed over effekter af storskala restaureringsprojekter på omsætning og tilbageholdelse af næringsstoffer i ådalen. Vandstanden i vandløbet og grundvandsstanden i ådalen nåede ikke at stige tilstrækkeligt i overvågningsperioden til, at man kan sige, at der

reelt blev målt på en efter restaureringssituation. Resultaterne af overvågningen afspejler i virkeligheden en overgangsperiode mellem tørre og våde vandløbsnære arealer. Hvis der skal måles på en eftersituation, vil det derfor være relevant at påbegynde nye målinger i de eksisterende boringer. I årene efter restaureringen har det vist sig, at vandstanden i vandløbet og på engene er steget betydeligt, hvilket betyder at der er større mulighed for at måle en reel effekt af restaureringen på næringstofbalancerne i dag.

- CARTER, V. (1986). 'An overview of the hydrologic concerns related to wetlands in the United States', *Canadian Journal of Botany*, **64**, 364-373.
- COOPER, A. B. (1990). 'Nitrate depletion in the riparian zone and stream channel of a small headwater catchment', *Hydrobiologia*, **202**, 13-26.
- DANSK STANDARD (1984). 'Chlorid, potentiometrisk metode', **DS 239**, København 1984.
- DANSK STANDARD (1990). 'Sulfat - Nefelometrisk metode', **DS 286**, København 1990.
- ERNTSEN, V. (1996). 'Hydrokemiske og geokemiske undersøgelser langs transekt 2, Brede å', *Rapport 1996/74*, Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, 25 pp.
- FRIBORG, R. & THOMSEN, S. (1995). 'Ribe Formationen i Jylland- et godt grundvandsmagasin', *Vandteknik*, **9**, 439-442.
- HANSEN, H. O. (red.) (1996). 'Vandløbsrestaurering - eksempler og erfaringer fra Danmark', *Faglig Rapport fra DMU, nr 151*. 136 pp.
- HAYCOCK, N. E. & PINAY, G. (1993). 'Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during winter', *Journal of Environmental Quality*, **22**, 273-278.
- HEANEY, S. I. & DAVIDSON, W. (1977). 'The determination of ferrous iron in natural waters with 2,2 bipyridyl', *Limnology and Oceanography*, **22**, 753-760.
- HINES, W.H. OG MONTGOMERY, D.C. (1990). *Probability and statistics in engineering and management science, 3rd Edition*, Wiley and Sons, New York.
- HOFFMANN, C.C. (1991). 'Water and nutrient balances for a flooded riparian wetland', in Nitrogen and Phosphorus in Fresh and Marine Waters - *Project Abstracts of the Danish NPo Research Programme, C13b, C - Abstracts*, Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, 203-220.
- HOFFMANN, C.C. (1998). 'Nitrate removal in a regularly flooded riparian meadow', *Verhandlungen (in press). Verh. Internat. Verein. Limnol*, **26**, 1352-1358.
- HOFFMANN, C.C., DAHL, M., KAMP-NIELSEN, L. OG STRYHN, H. (1993). 'Water balance and mass balance for a natural meadow' (in Danish), *Miljøprojekt 231*, Miljøstyrelsen, København, 150 pp.
- HOLMES, N.T.H. OG NIELSEN, M.B. (1998). 'Restoration of the rivers Brede, Cole and Skerne: A joint Danish and British EU-LIFE demonstration Project, I - Setting up and delivery of the project', *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **8 (1)**, 185-196.
- INSTITUTE OF HYDROLOGY (1993). 'Low flow estimation in the United Kingdom', *IH report 108*. Institute of Hydrology, Wallingford, United Kingdom.

- IVERSEN, T.M., KRONVANG, B., MADSEN, B.L., MARKMANN, P. AND NIELSEN, M.B. (1993). 'Re-establishment of Danish streams: Restoration and maintenance measures', *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **3**, 73-92.
- IVERSEN, T.M., KRONVANG, B., HOFFMANN, C.C., SØNDERGAARD, M. OG HANSEN, H.O. (1995). 'Restoration of Aquatic Ecosystems and Water Quality', in Møller, H.S. (Ed). *Nature Restoration in the European Union, Proceedings of a Seminar, Denmark 29-31 May 1995*, Ministry of Environment and Energy, National Forest and Nature Agency, Denmark, 63-69.
- JACOBS, T.C. OG GILLIAM, J.W. (1985). 'Riparian losses of nitrate from agricultural drainage waters', *Journal of Environmental Quality*, **14**, 472-478.
- JØRGENSEN, S.E., HOFFMANN, C.C. OG MITSCH, W.J. (1988). 'Modelling nutrient retention by a reedswamp and wet meadow in Denmark', in Mitsch, W.J., Jørgensen, S.E. and Straskraba, M. (Eds.). *Wetland Modelling*. Elsevier, 133-151.
- KNOWLES, R. (1982). 'Denitrification', *Microbiological Reviews*, **46** (1), 43 - 70.
- KRONVANG, B., ÆRTEBJERG, G., GRANT, R., KRISTENSEN, P., HOVMAND, M. OG KIRKEGAARD, J. (1993). 'Nationwide monitoring of nutrients and their ecological effects: State of the Danish aquatic environment', *AMBIO*, **22** (4), 176-187.
- KRONVANG, B.K., GRÆSBØLL, P., LARSEN, S.E., SVENDSEN, L.M. OG ANDERSEN, H.E. 1996. 'Diffuse nutrient losses in Denmark', *Water, Science and Technology*, **33**(4-5), 81-88.
- KRONVANG, B.K., SVENDSEN, L.M., BROOKES, A., FISHER, K., MØLLER, B., OTTESEN, O., NEWSON, M. OG SEAR, D. (1998). 'Restoration of the rivers Brede, Cole and Skerne: A joint Danish and British EU-LIFE demonstration Project, III - Channel morphology, hydrodynamics and transport of sediment', *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **8** (1), 209-222.
- KÖLLE, W., WERNER, P., STREBEL, O. OG BÖTTCHER, J. (1983). 'Denitrifikation in einem reduzierenden Grundwasserleiter', *Vom Wasser*, **61**, 126-147.
- KÖLLE, W., STREBEL, O. OG BÖTTCHER, J. (1985). 'Formation of sulfate by microbial denitrification in a reducing aquifer', *Water Supply*, **3**, 35-40.
- LABAUGH, J.W. (1986). 'Wetland ecosystem studies from a hydrologic perspective', *Water Resources Bulletin*, **22** (1), 1-10.
- LOWRANCE, R.R., TODD, R.L., FAIL, J, JR., HENDRICKSON, O., JR., LEONARD, R. OG ASMUSSEN, L.E. (1984). 'Riparian forest as nutrient filters in agricultural watersheds', *BioScience*, **34** (6), 374-377.
- PEDERSEN, M.L. OG SVENDSEN, L.M. (1998): 'Stoftilbageholdelse på de vandløbsnære arealer - Restaurering af Brede Å'. Vandløbsøkologi. Danmarks Miljøundersøgelser. XX s.- *Arbejdsrapport fra DMU nr XX*.
- PETERJOHN, W.T. OG CORRELL, D.L., (1984). 'Nutrient dynamics in a agricultural watershed: Observations on the role of a riparian forest', *Ecology*, **65** (5), 1466-1475.

POSTMA, D., BOESEN, C., KRISTIANSEN, H. & LARSEN, F. (1991). 'Nitrate reduction in an unconfined sandy aquifer: Water chemistry, reduction processes, and geochemical modeling', *Water Resources Research*, **27** (8), 2027-2045.

REDDY, K.R. OG PATRICK, W.J. (1984). 'Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments' *CRC Critical Reviews in Environmental Control*, **13** (4), 273-309.

SAS INSTITUTE INC. (1988). *SAS/STAT User's Guide, Release 6.03*, Cary, NC: SAS Institute Inc., 1028 pp.

SAS INSTITUTE INC. (1992). *SAS/LAB Software: User's Guide, Version 6*, Cary, NC: SAS Institute Inc., 291 pp.

THOMSEN, S. OG FRIBORG, R. (1992), 'Mapping of deep lying groundwater reservoirs in Southern Jutland' (in Danish), *Vandteknik*, **10**, 544-552.

TIEDJE, J.M. (1988). 'Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium', in A.J.B. Zehnder (Ed.). *Biology of Anaerobic Microorganisms*. John Wiley and Sons, U.S.A., 179-245.

TODD, D.K. (1980). *Groundwater hydrology, 2nd. edition*. Wiley & Sons. New York, 535 pp.

VIVASH, R., OTTOSEN, O., JANES, M. OG SØRENSEN. H.V. (1998). 'Restoration of the rivers Brede, Cole and Skerne: A joint Danish and British EU-LIFE demonstration Project, II - The river restoration works and other related practical aspects', *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **8** (1), 197-208.

WULLF, F. OG STIGEBRANDT, A. (1989). 'A time-dependent budget model for nutrients in the Baltic Sea', *Global Biogeochemical Cycles*, **3**, 63-78.

ØVIG, L. (1994). 'Soil profile descriptions in the River Brede valley', *Working Report* (in Danish), Sønderjylland County, Denmark, 24 pp.

