

Arbejdsrapport fra DMU nr. 99

Forundersøgelse af
kvælstofafstrømningen
til Varde Å og Ho Bugt
før og efter
naturgenopretning

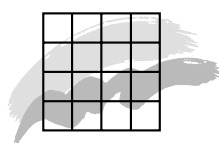
Vandløbsøkologi

Arbejdsrapport fra DMU nr. 99

Vandløbsøkologi

Forundersøgelse af kvælstofafstrømningen til Varde Å og Ho Bugt før og efter naturgenopretning

Gitte Blicher-Mathiesen
Morten Lauge Pedersen
Afdeling for Vandløbsøkologi



Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser
1999

Datablad

Titel:	Forundersøgelse af kvælstofafstrømningen til Varde Å og Ho Bugt før og efter naturgenopretning
Undertitel:	Vandløbsøkologi
Forfattere: Afdeling:	Gitte Blicher-Mathiesen og Morten Lauge Pedersen Afdeling for Vandløbsøkologi
Serietitel og nummer:	Arbejdsrapport fra DMU nr. 99
Udgiver:	Miljø- og Energiministeriet Danmarks Miljøundersøgelser©
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt:	Januar 1999
Tegninger: Tekstbehandling:	Kathe Møgelvang & Juana Jacobsen Anne-Dorthe Matharu
Bedes citeret:	Blicher-Mathiesen, G. & Pedersen, M.L. (1998): Forundersøgelse af kvælstofafstrømningen til Varde Å og Ho Bugt før og efter naturgenopretning. Vandløbsøkologi. Danmarks Miljøundersøgelser. 48 s. - Arbejdsrapport fra DMU nr. 99 Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Abstract:	I denne rapport foretages en scenarieberegning af vand- og kvælstofafstrømningen til Varde Å og Ho Bugt før og efter en eventuel naturgenopretning. Vandbalancen er beregnet med grundvandsmodellen MikeShe af Rambøll i Esbjerg, og kvælstofafstrømningen er baseret på enkelte målinger af vand fra grundvandsrør og grøfter samt erfaringstal. Beregningen viser, at efter en eventuel naturgenopretning, hvor grøfterne sløjfes, vil kvælstofafstrømningen falde med ca. 26 t N·år ⁻¹ , den største kvælstofreduktion vil ske i engene omkring Varde Å.
Frie emneord:	Naturgenopretning, vand- og kvælstofafstrømning
Redaktionen afsluttet:	December 1998
ISSN:	1395-5675
Tryk:	Silkeborg Bogtryk EMAS registreret nr. DK-S-0084
Papirkvalitet: Sideantal: Oplag:	Cyclus Print 46 125
Pris:	kr. 40,- (inkl. 25% moms, ekskl. forsendelse)
Købes i boghandelen eller hos:	Danmarks Miljøundersøgelser Postboks 314 Vejsløvej 25 DK-8600 Silkeborg Tlf.: 89 20 14 00 Fax: 89 20 14 14

Indholdsfortegnelse

1. Indledning 5
2. Geologi 7
3. Hydrologiske forhold 9
 - 3.1 Varde ådal 9
 - 3.2 Ho bugt enge 10
 - 3.3 Vandets opholdstid i engene 10
 - 3.4 Nedbør 10
4. Metode 13
 - 4.1 Vandbalancer 13
 - 4.2 Prøvetagning og analyse af overfladevand fra grøfter og grundvand 17
 - 4.3 Nitratindhold i grundvand fra drikkevandsboringer 17
 - 4.4 Forudsætninger for kvælstofbalancer 18
5. Resultater og diskussion 21
 - 5.1 Vandbalance 21
 - 5.2 Nuværende arealanvendelse i engene i Varde ådal og omkring Ho Bugt 25
 - 5.3 Kvælstofkoncentrationer i overfladevand fra grøfter 26
 - 5.4 Kvælstofkoncentrationerne i det øvre grundvand fra drikkevandsboringer og målt i piezometerrør 29
 - 5.5 Kvælstofkoncentrationer i det dybere grundvand fra vandværksboringer 30
 - 5.6 Kvælstofbalancer 31
 - 5.7 Forbehold for undersøgelsens resultater 35
6. Konklusion 37
7. Referencer 39

1 Indledning

Denne rapport omhandler en forundersøgelse af kvælstofudvaskningen til Varde Å og Ho Bugt før og efter en eventuel naturgenopretning af engene omkring Varde Å. Det samlede engareal udgør 2177 ha, hvoraf engene i Varde ådal udgør 1345 ha, mens engarealet omkring Ho Bugt udgør 832 ha. Hele interesseområdet for modelberegningen udgør 6946 ha inklusiv engarealerne. Selve naturgenopretningen består i denne sammenhæng af, at alle grøfterne sløjfes i engene, og at arealanvendelsen bliver ekstensiveret således, at engene må græsses eller anvendes til høslæt, men de må ikke gødes eller sprøjtes med pesticider. I undersøgelsen er vandbalancen for Varde ådal beregnet for 1992 med grundvandsmodellen MikeShe af Rambøll i Esbjerg. Beskrivelsen heraf er givet i afsnit 4.1. Modelområdet omfatter alle afstrømningsoplande og grundvandsafstrømningsområder med afledning mod Varde ådal og Ho Bugt. Selve interesseområdet for beregningen afgrænses som den del af Varde ådal der ligger vest for Varde by til Ho Bugt, samt fra engarealerne ved Varde Å's udløb i Ho Bugt til engarealerne ved Nyeng, nord for Skallingen.

Til beregning af kvælstofudvaskningen er der ud fra aktuelle målinger af kvælstofindholdet i overfladevand og grundvand fra 1997, aktuelle målinger fra drikkevandsboringer og ud fra resultater af andre undersøgelser, gjort en række antagelser om kvælstofkoncentrationerne i det grundvand der henholdsvis strømmer ind i engene ved ådalsskrænten og det grundvand der strømmer fra engene til grøfter, vandløb og Ho Bugt. Nitratkoncentrationen i det grundvand, der strømmer ind i engene ved ådalsskrænten er baseret på målinger af grundvand fra private drikkevandsboringer og vandværksboringer, placeret i og lige uden for oplandet til interesseområdet. Ammoniumkoncentrationen i dette grundvand er baseret på målinger i februar og marts 1997 af grundvand fra de piezometerrør, der er placeret i eller lige uden for ådalsskrænten, dog er NH_4^+ -koncentrationen i det nedre grundvandsmagasin, dybere end 10 m under terræn, antaget at være $0,1 \text{ mg NH}_4^+ \cdot \text{N} \cdot \text{l}^{-1}$. Det er antaget at disse kvælstofkoncentrationer ikke ændre sig efter en eventuel naturgenopretning.

Kvælstofkoncentrationerne i det grundvand, der strømmer fra engene og ud i grøfter og vandløb i de øverste 2 m under nuværende forhold er baseret på kvælstofmålinger af overfladevand fra grøfter i februar og marts 1997, mens de tilsvarende kvælstofkoncentrationer efter en eventuel naturgenopretning er antagede værdier fra andre undersøgelser, bl.a. fra Syv Bæk (Ambus og Hoffmann, 1990).

For det øvre grundvandsmagasin, 2-10 meters dybde, er det antaget at NO_3^- , der strømmer med grundvand gennem tørv (ca. 2 m) reduceres fuldstændigt, men at der samtidig nedbrydes tørv, hvorved der frigives NH_4^+ . Den mængde NH_4^+ der frigives og strømmer med grundvandet til Varde Å er baseret på målinger i februar og april, 1997 af grundvand i de piezometerrør, der er placeret i selve Varde ådal. For det NO_3^- , der strømmer med grundvand i de øvrige geologiske lag af sand, gyttje mv. i samme grundvandsmagasin er det anta-

get at koncentrationen reduceres med $2/3$ inden grundvandet strømmer til Varde Å/Ho Bugt.

For det nedre grundvandsmagasin, dybere end 10 m under terræn, er det antaget at kvælstofindholdet i det grundvand der gennemstrømmer engene ikke bliver reduceret inden det strømmer ud i Varde Å/Ho Bugt, da magasinet udelukkende består af smeltevands-sand.

2 Geologi

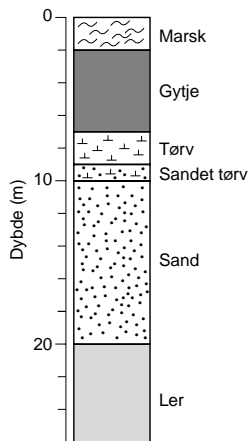
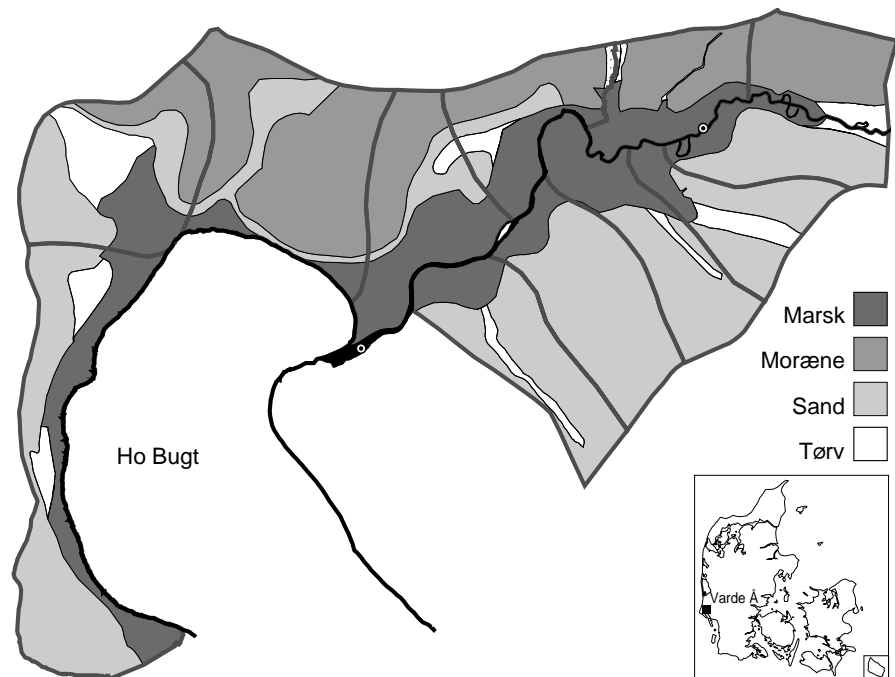


Fig. 1. Skitse over typisk geologisk sedimentprofil i Varde ådal og Ho Bugt enge

På baggrund af de geologiske borer foretaget af Rambøll er der nedenfor foretaget en kort overordnet geologisk beskrivelse af interesseområdet. Den geologiske tolkning er foretaget med henblik på at vurdere, om der er formationer, der potentielt kan medvirke til en reduktion af kvælstofindholdet i grundvandet og i overfladevandet.

De øverste 2 m af aflejringerne i Varde ådal består af marsk aflejringer i næsten hele ådalens udstrækning (Fig. 1). Marskaflejringerne har den største mægtighed i de centrale dele af ådalen, med faldende mægtighed mod ådalsskrænterne. Marskaflejringerens mægtighed aftager gradvist op gennem ådalen.

Under marskaflejringerne findes et gytjelag fra ca. 2-7 m under terræn. Gytjen er udbredt i hele ådalen med tykkelser på op til 5 meter og har den største mægtighed langs nordsiden af ådalen (Fig. 2a).



Figur 2a Kort over interesseområdet med overjordens geologi.

Under gytjen træffes et tørvelag på op til 3 meters tykkelse, fra ca. 7 m til 10 m under terræn. Tørven har den største udbredelse på nordsiden af Varde Å fra Alslev Marsk til Udløbet i Ho bugt. Mellem tørve- og gytjelaget er der desuden indlejret et sandlag i den sydlige del af Janderup Enge og den nordlige del af Alslev Marsk (ikke vist på profilskitzen). Dette sandlag er sandsynligvis afsat af Varde Å i et tidligere åleje.

Fra 10 m under terræn og til 20 m under terræn findes smeltevandssand aflejringer bestående af sand. Dette smeltevandssand er udbredt i hele den nedre del af Varde ådal. Mellem smeltevandssandet og den ovenliggende tørv træffes på visse lokaliteter et sandblandet tørvelag

på 1 á 2 m. Dette lag må betragtes som en overgang mellem smeltevandsaflejringerne og den egentlige tørv.

De ældste geologiske formation i Varde ådal består af havaflejret ler fra Holstein istiden for ca. 190.00 - 250.00 år siden, og danner en næsten impermeabel bund af glimmerler i ådalen. Dette glimmerlerlag ligger fra 20 meter under terræn langs nordsiden af ådalen, til ca. 35 meter under terræn langs sydsiden.

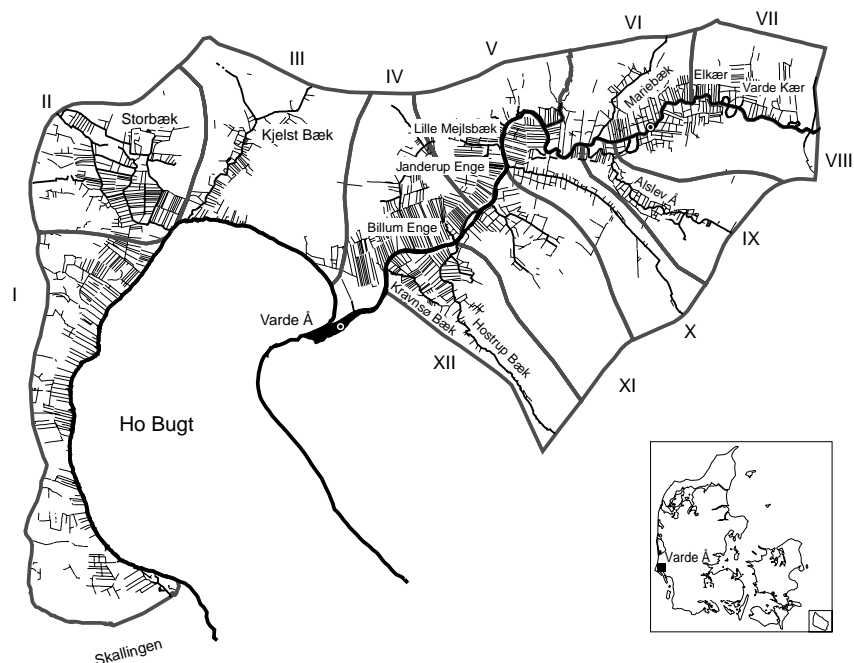
3 Hydrologiske forhold

3.1 Varde ådal

Varde Å har et opland på 1080 km², hvoraf omkring 200 km² udgør oplandet vest for Varde by. Varde Å har vest for Varde by et større og en række mindre tilløb. Det største tilløb vest for Varde er Alslev Å, medens Marie Bæk og Hostrup-Kravnsø bæk udgør to mere beskedne tilløb (Fig. 2b). Der er etableret omkring 1.700 grøfter i ådalen med forbindelse til de naturlige vandløb.

Grøfterne har meget varierende profiler. Det vurderes, at grøfternes hydrauliske kapacitet generelt overstiger hvad der er nødvendigt, for at sikre overfladisk afledning af nedbør og udsivende grundvand fra tilgrænsende arealer (Rambøll, 1996).

Den korte afstand mellem grøfterne sikrer, at der i dag til stadighed er et lavt grundvandsspejl i den overvejende del af ådalen. Det er dog således, at middelvandstanden i Ho Bugt i perioder med højvande, kan være forhøjet 0,5 - 1 m i forhold til DNN. Dog kan der ved højvandsituationer i perioden oktober til februar optræde vandstande i Ho Bugt på over 1 m DNN 8 til 12 gange pr måned (Jensen et al, 1985). I disse perioder vil vandstanden i Ho Bugt påvirke de aktuelle grundvandsforhold i ådalen (Rambøll, 1996).



Figur 2b. Kort over interesseområdet med placering af de 12 deloplande. A og B angiver placeringen af målestationer i Varde Å som anvendes til en beregning af en overordnet vandbalance for tilstrømningen til Varde Å mellem de to målepunkter (se afsnit 5.1).

Grøfternes opmåling viser, at i Varde ådal har grøftebunden kun sjældent en hældning, der svarer til vandets forventede strømning-

retning. Dette skyldes bl.a. tærskler ved udløb i anden grøft, samt at grøfterne er dybere mellem tilslutningen til andre grøfter. Dette betyder, at vandets strømning i grøfterne i mange tilfælde først sker efter opstuvningen af overfladevand og/eller grundvand (Rambøll, 1996).

3.2 Ho Bugt enge

Engene omkring Ho Bugt har afledning af grundvand/overfladevand via grøfter placeret vinkelret på kysten. I Skødstrup Enge er grøfterne placeret vinkelret på hovedafløbet. Som i Varde ådal er der ligeledes etableret grøfter parallelt med hovedgrøften langs vejanlæggene. I oplandet til Kjelst Bæk ligger grøfterne vinkelret på bækken (Fig. 2b)(Rambøll, 1996).

Grøfteanlæggene i Ho Bugt Enge er ikke vedligeholdt så hårdt og uddybet så kraftigt som i Varde ådal. De hydrauliske forhold anses imidlertid fortsat for mere end tilstrækkelige til afledning af overfladevand samt udsivende grundvand (Rambøll, 1996). Der er cirka 1000 grøfter i hele området omkring Ho Bugt.

3.3 Vandets opholdstid i engene

På baggrund af den geologiske tolkning, samt opsætning af MikeShe-modellen, kan der beregnes en gennemsnitlig opholdstid for vandet i ådalen, som har en varierende bredde fra 100 m til 1 km.

Til modelopsætning er der for de geologiske formationer fastsat forskellige hydrauliske ledningsevner, for sandede formationer på $1 \cdot 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, og for tørvelag og gytjelag $1 \cdot 10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. Dette giver en gennemsnitlig opholdstid på 0,4 til 4 måneder i sandede formationer som udgør geologien i det dybe grundvandsmagasin, under 10 m under terræn. Opholdstiden i tørve- og gytjelag er beregnet til mellem 3 og 30 år. Eftersom geologien i det øvre grundvandsmagasin (2-10 m under terræn) består af en blanding af moræneler, sand, tørv og gytje, så vil opholdstiden i dette magasin ofte være betydeligt kortere end de beregnede 3 - 30 år.

3.4 Nedbør

Nedbørsmængden i 1992 var 960 mm i interesseområdet mod 844 mm målt for normalperioden 1961-90 i Ribe Amt. Nedbøren var fordelt som vist i nedenstående tabel (Tabel 1).

Nedbørsmængderne for 1992 ses at have en anden fordeling over året end den tilsvarende fordeling for et "normal" år for Ribe Amt. I 1992 er april og august udprægede nedbørsrige, mens september er noget mere tør sammenlignet med nedbørsmængder for et 'normalår'.

Tabel 1 Nedbør i 1992 samt for normalperioden 1961-90.

Måned	1992	Normalperioden 1961-90
Januar	56	68
Februar	57	43
Marts	80	54
April	100	45
Maj	16	50
Juni	0	62
Juli	55	68
August	171	80
September	65	89
Oktober	130	100
November	164	102
December	70	83

4 Metode

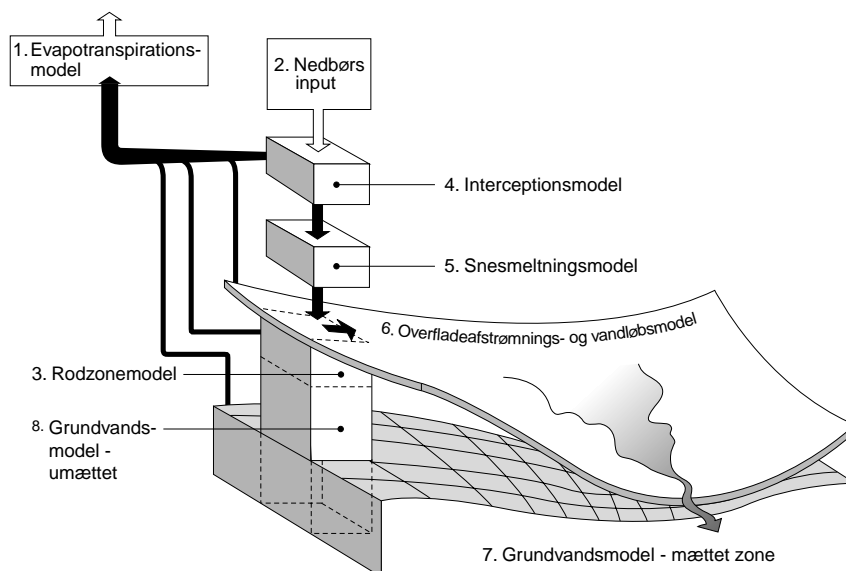
4.1 Vandbalancer

Modelopbygning

MikeShe er opbygget med en modulær programstruktur, der indeholder 5 hovedkomponenter, som hver især beskriver en delproces af det hydrologiske kredsløb. Aktiveres alle moduler, beskrives hele det hydrologiske kredsløb på landjorden.

De 5 vigtigste komponenter i MikeShe-modellen er angivet med et nr. som vises på figur 3:

- 1 ET - Fordampning (Interception/EvapoTranspiration)
- 3, 8 UZ - Umættet zone (Unsaturated Zone)
- 5 SM - Snesmeltning (Snow Melt)
- 6 OC - Overfladeafstrømning (Overland- and Channel Flow)
- 7 SZ - Mættet zone (Saturated Zone)



Figur 3. Skitse af SHE-model.

Udover disse elementer af det hydrologiske kredsløb, består MikeShe af en komponent, der indeholder oplysninger om modellens geometri, terrænoverflade og nedbør.

Modelopsætning på Varde ådal

MikeShe-modellen beskriver strømningsforholdene i grundvandsmagasinet omkring Varde Å. Den opstillede model beskriver strømmingen på overfladen, i den mættede og umættede zone samt fordampningen. Snesmeltningsmodulet er ikke medtaget, idet perioder med sne er meget begrænsede.

Modelforudsætninger

Modellen for Varde ådal er opstillet som en regional grundvandsmodel med følgende antagelser og forudsætninger:

- Kun geologiske lag og linser af en vis størrelse er medtaget i beregningen. Mindre geologiske linser vil kun give en lokal ændring i grundvandsstrømningen.
- Da der ikke findes nøjagtige oplysninger om potentiel fordampning, nedbør m.m. for området anvendes tidsserier fra Statens Planteavlsvforsøgs årbog 1995 for Agerbæk (øst for Varde). Data er korrigeret til forholdene i Varde ådal, idet områdets karakter og bevoksning er beskrevet af Ornis Consult i forbindelse med de biologiske undersøgelser.
- Vandløbenes geometri er bestemt ud fra skøn baseret på besigtigelse af området.

Modelgeometri

Modelområdet afgrænsning er foretaget ud fra Ribe Amtskommunes oversigtskort: "Recipientkvalitetsplanlægning, Administrative forhold, afstrømningsoplande og vandløbenes fysiske form, januar 1986" og "Vandindvindingsplanlægning, Grundvandspotentialer og transmissivitet, Danmarks Geologiske Undersøgelse, juni 1982". Med disse temakort afgrænses Varde ådals opland primært ud fra afstrømningsoplandene. I den nordlige, sydlige og den vestlige del af oplandet er afstrømningsoplandets grænse nærmest sammenfaldende med et grundvandsskel. I den østlige del vælges modeloplandet, så afstrømningsoplandet dækker interesseområdet.

For den regionale model er der valgt en maskevidde på 100 meter og det samlede areal, der indgår i modellen, er omkring 20.000 ha.

Randbetingelser

Modelområdet er afgrænset efter afstrømningsoplandene og grundvandsskel. På den nordlige, sydlige og vestlige rand er afstrømningsoplandets grænse sammenfaldende med grundvandsskel. Randbetingelsen for disse områder er derfor en nul-flux-rand, dvs. en impermeabel rand. Modelområdets resterende grænser er en rand med fastholdt tryk, dvs. at der tilføres eller fjernes en vandmængde i randpunktet, så beregningspunktet fastholder det angivne trykniveau fra start til slut. Den fastholdte rand ligger så langt væk fra interesseområdet, at den herved introducerede fejl ikke vil have betydning for forholdene i ådalen.

Da området nedadtil er afgrænset med et glimmerlerlag (næsten uigennemtrængelig for vertikal vandtransport), haves der ligeledes en nærmest impermeabel bund, dvs. vandet ikke forsvinder ud af modellen ad denne vej.

De sidste randbetingelser er tilførslen/fjernelsen af vand udefra. Tilførslen sker ved nedbøren, og fjernelsen sker ved oppumpninger fra vandværkerne i Oksbøl, Billum, Janderup samt de private oppumpninger (hovedsagelig markvanding), der findes i modelområdet. Den samlede oppumpede vandmængde i området udgør ialt ca. 2,3 mio. m³·år⁻¹.

Vandforsyningsanlæg for enkelte ejendomme er ikke taget med i beregningen, da vandmængden er uden betydning for vandbalanceforholdene for det regionale område i øvrigt.

Nedbør

Til grund for nedbørsværdier til Varde Å's opland er der anvendt resultater fra målestationen i Agerbæk. Denne station benyttes, da den er den nærmeste station med daglige observationer, som er nødvendig for en MikeShe-simulering. Da denne station ikke ligger i modelområdet, er værdierne korrigeret til Varde/Esbjerg niveau.

Den mættede zone

Ud fra de geologiske oplysninger er den geologiske model opstillet. For at MikeShe modellen kan regne på grundvandsforholdene, skal geologien opdeles i lag. Det er hensigtsmæssig for denne opgave, at inddele modellen i fem lag, fordi man på denne måde kan se, hvordan vandbevægelsen i grundvandszonen bliver påvirket af de forskellige terrænnære geologiske formationer. Maskevidden i dybden opdeles i intervallerne 0-2 , 2-4, 4-7, 7-10 og 10-100 m u.t. Denne opdeling er valgt, da det ud fra et næringsstofmæssigt synspunkt er interessant, hvordan de hydrologiske forhold i rodzonen påvirkes ved en eventuel restaurering. Desuden er der i rodzonen en stor mængde NO_3^- tilstede, som potentielt kan reduceres ved overgang til mere våde engarealer.

Vandløb og grøfter

Der er valgt kun at lave et vandløbsnet i vandbalancemodellen for hovedvandløbene i interesseområdet. De resterende mindre vandløb derimod, i dette tilfælde hovedsageligt grøfter, er i vandbalancemodellen defineret som grundvandsdræn. Grundvandsdræne er fastlagt med en dræningshastighed og -dybde. Drændybden blev fastlagt ud fra de faktiske opmålinger.

Andre moduler

Udover vandløbene, som er nævnt ovenfor, beregner OC-modulet ligeledes vandbevægelsen på overfladen. En afgørende faktor for vandtransporten er overfladeruheden. UZ-modulet løser den 1-dimensionelle Richard's ligning i et vist antal jordsøjler, som forbinder overfladeafstrømning med grundvandsstrømning. Med dette UZ-modul er det så muligt at beregne gennemstrømningen fra overfladen og ned til grundvandet.

Modelkalibrering

Grundvandsstanden blev kontrolparameter, idet der sammenlignes potentiale forhold fra det simulerede og fra kortet "Vandindvindingsplanlægning, grundvandspotentiale og transmisivitet, Danmarks Geologiske Undersøgelse, juni 1982". Dette kort viser et gennemsnitspotentiale over en rimelige stor tidsperiode og kan derfor godt bruges som fingerpeg om modellens nøjagtighed. En nærmere beskrivelse af modelkalibreringen kan findes i Rambølls rapport (Rambøll, 1996).

Den anden kalibreringsparameter er vandføringen i Varde Å. Til rådighed er kun indløbsvandføringen ved Vagtborg og Forum Bro.

Med disse informationer samt viden om de geologiske forhold tæt ved åen (næsten impermeabel lerbund i 20 meters dybde under åen), kan det hermed antages, at det eneste bidrag, bortset fra Varde Å og Alslev Å, kommer fra den vandmængde, der strømmer til via grøfterne, samt grundvandstilstrømning (baseflow).

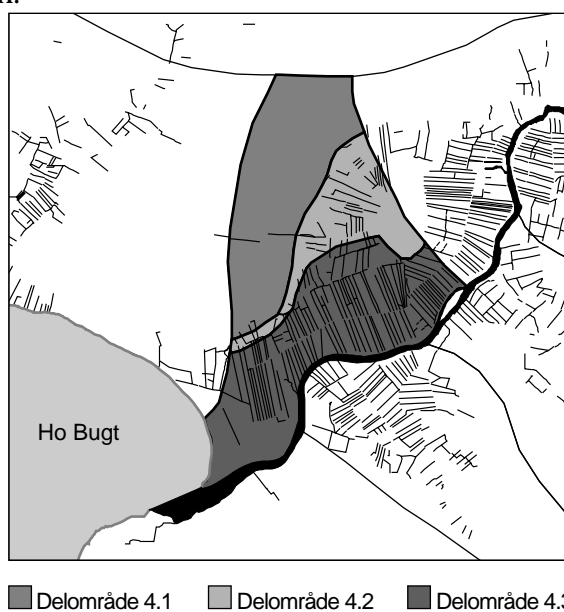
Ved modelkalibreringen er modelleringen gennemført for årene 1992 og 1993. Valg af nedbørsdata for 1992 og 1993 skete ud fra ønsket om få modelperioder med nedbør fra en vinter og et forår, der optræder hhv. lidt vådere og lidt mere tør end gennemsnittet. Modelkørslerne viste tydelig forskel på grundvandsstandene i disse år, hvor 1992 fremtræder med den højeste grundvandsstand i forårssituationen.

Modelleringen af vandbalancen for 1992 beskriver en mere kritisk periode i forhold til den landbrugsmæssige udnyttelse af engene, da der i 1992 var tørke om sommeren og som følge deraf blev høstudbyttet lav. Året 1992, som var vådere om foråret og efteråret end et "normalår", er således alene valgt som repræsenterende de hydrologiske forhold.

Beregning af vandbalancer

I den opstillede model for Varde ådal blev interesseområdet for estimering af kvælstofudvaskningen indledningsvist fastlagt. Interesseområdet blev herefter opdelt i 12 deloplande, nummereret 1 til 12 (Fig. 2b). Hvert af disse oplande blev fastlagt som hydrologiske oplande, således at vandet ledes frem mod Varde Å og/eller Ho Bugt. Hvert af de hydrologiske deloplande blev herefter opdelt i 2-3 delområder baseret på geologien i de overfladenære jordlag.

Betragter man eksempelvis delopland nr. 4 ser man at deloplandet kan inddeles i 3 delområder (Fig. 4). Delområde 4.1 består hovedsageligt af sandaflejringer, beliggende i ådalens bagland. Delområde 4.2 er selve ådalsskrænten mellem bagland og ådal. Afsluttende ser man at delområde 4.3 overvejende består af marskaflejringer placeret i selve ådalen.



Figur 4. Kortudsnit visende delopland nr. 4. Oplandet består af ca. 220 ha bagland (grå), ca. 131 ha skrænt (lysegrå) og ca. 223 ha ådal (mørkegrå).

For hvert af delområderne blev der i MikeShe modellen beregnet vandbalancer i modellens 5 lag. Vandbalancerne giver oplysninger om vandbevægelserne i de respektive jordlag. Der blev beregnet vandbalancer for hvert delområde i nuværende tilstand, samt med grøfterne sløjftet.

Den vandmængde der strømmer horisontalt ud af et delområdes forland kan fortolkes som tilløb til de dybereliggende magasiner under Ho Bugt, eller selve Ho Bugt. En nærmere undersøgelse viser, at der fra tid til anden forekommer en nettoindstrømning af saltvand fra det dybereliggende grundvand under Ho Bugt.

En periode med højt grundvandsspejl vil således resultere i, at der opstår en flux ud over randen. Analogt vil en periode med lavt grundvandsspejl resultere i, at saltvandet presser skillelinien ind mod land, hvilket giver anledning til en indadrettet flux.

4.2 Prøvetagning og analyser af overfladevand fra grøfter og grundvand

Til brug for beregningen af kvælstofudvaskningen til Varde Å/Ho Bugt blev der taget 97 vandprøver, heraf 13 af grundvand i piezometerrør, placeret i selve ådalen og ved ådalsskrænten. Resten af vandprøverne blev taget af overfladevand i grøfter tilfældigt udvalgt således, at spildevandspåvirkede grøfter og bække blev undgået. Prøvetagningen blev planlagt af Rambøll i Esbjerg og lokaliteterne for prøvetagning fremgår af bilag 1.

Selve prøvetagningen blev udført af Danmarks Miljøundersøgelser og Rambøll i fællesskab. De første 76 prøver blev taget d. 10. - 12. februar, 1997 og de resterende 21 prøver d. 7. april, 1997. Vandprøverne blev analyseret for NO_3^- , NH_4^+ og ledningsevne ifølge metoder beskrevet i Blicher-Mathiesen og Hoffmann (1999).

4.3 Nitratindhold i grundvand fra drikkevandsboringer

Private drikkevandsboringer med filter i det øvre grundvand (2-10 m under terræn)

Mængden af NO_3^- der passerer ådalsskrænten, er beregnet ud fra oplysninger om NO_3^- -indholdet i grundvand fra private drikkevandsboringer i oplandet. Der foreligger oplysninger fra 8 af de 12 deloplande i interesseområdet. Boringerne er analyseret for NO_3^- af Levnedsmiddelkontrollen i Varde Kommune. De private boringer har typisk filter fra 3 til 10 meter dybde i dette område.

Vandværksboringer - det dybe grundvandsmagasin, dybere end 10 m under terræn)

Som NO_3^- -koncentration i det dybereliggende grundvand, under 10 m under terræn, blev der indhentet oplysninger om NO_3^- -indholdet i grundvand fra vandværksboringer, som typisk har filter placeret i det dybe grundvand, dvs. dybere end 10 meter under terræn. Disse boringer er lokaliseret i en vis afstand fra interesseområdet, og det er

derfor nødvendigt at kende grundvandets strømningsretning i området, for at kunne bestemme tilførselen af NO_3^- til ådalen fra det dybe grundvandsmagasin.

4.4 Forudsætninger for kvælstofbalancer

Kvælstoftransporten ind og ud af deloplandene er beregnet ved at gange grundvandstransporten med grundvandets kvælstofkoncentrationer. Der skelnes her mellem grundvand der løber til engene ved ådalsskrænten, som har de samme kvælstofkoncentrationer før og efter en eventuel naturgenopretning og grundvand, der løber fra engene til grøfter, vandløb og Ho Bugt, som har forskellige kvælstofkoncentrationer før og efter naturgenopretningen. Det sidste er dog ikke tilfældet for grundvandet i grundvandsmagasinet dybere end 10 m under terræn, se nedenfor.

For dybde 0-2 m og 2-10 m er NO_3^- -koncentrationen i grundvandet som løber ind i engene ved ådalsskrænten bestemt ud fra den gennemsnitlige koncentration i grundvandet fra private drikkevandsboringer (Varde levnedsmiddelkontrol). Nitratkoncentrationen i grundvand fra de private drikkevandsboringer er desuden suppleret med prøver af grundvand fra piezometerrørene i 2 tilfælde, nemlig hvor disse var placeret i baglandet, og således kunne bidrage til beskrivelsen af koncentrationen, ved ådalsskrænten. Til brug for de deloplande hvor der ingen oplysninger foreligger om NO_3^- -koncentrationerne i det øvre grundvand anvendes et middel fra de øvrige deloplande. I delopland 1 som hovedsageligt består af hede og plantager, er gennemsnitskoncentrationen for det nedre grundvand anvendt. Dette begrundes med at der ikke er landbrugsmæssig udnyttelse af arealerne i baglandet, og derfor ikke kan forventes en speciel høj NO_3^- -belastning af det øvre grundvand. For det dybereliggende grundvand, dybere end 10 m under terræn, er NO_3^- -koncentrationen baseret på målinger af grundvand fra vandværksvandboringer.

For NH_4^- -koncentrationen i det grundvand, der løber ind i engene ved ådalsskrænten i dybde 0-2 m er taget de aktuelle målte værdier for grundvandet i delopland 1 og 2. For de øvrige deloplande er der anvendt en gennemsnitskoncentration for grundvand taget i de piezometerrør, der står ved eller før ådalsskrænten. Denne gennemsnitskoncentration er ligeledes anvendt for alle deloplande i det grundvand der strømmer ind ved ådalsskrænten i 2-10 meters dybde. Ammoniumkoncentrationen i det dybereliggende grundvand, dybere end 10 m under terræn, er antaget at have en værdi på $0,1 \text{ mg NH}_4\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$ (Hoffmann, pers. meddelelse).

For kvælstofkoncentrationen i nedbøren er anvendt $1,5 \text{ mg NO}_3\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$ og $2,0 \text{ mg NH}_4\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$ (Hansen et al., 1990). For de øverste 2 m af jordprofilet er kvælstofkoncentrationen i det grundvand, der løber ud i grøfter, bække, Varde Å og Ho Bugt med de nuværende grøfter gennemsnitsværdier af de målte koncentrationer i prøver af overfladevandet fra grøfter taget i februar og april 1997 opgjort for hver delopland.

Efter at grøfterne er sløjfet er kvælstofkoncentrationen i overfladevandet, der løber til grøfter, bække, Varde Å og Ho Bugt fra de øverste 2 m af jordprofilet antaget at være $1,6 \text{ mg N}\cdot\text{l}^{-1}$, som er den gennemsnitlige totale kvælstofkoncentration i vandløb og kilder, der afstrømmer naturoplande (Iversen og Græsbøll, 1996). Kvælstofkoncentrationerne i overfladevandet, der strømmer overfladisk af oven på jordoverfladen, er antaget at være henholdsvis $0,5 \text{ mg NO}_3\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$ og $0,1 \text{ mg NH}_4\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$, som er gennemsnitsværdier for tilsvarende overfladevand fra et overrislingsforsøg ved Syv bæk (Hoffmann, 1990).

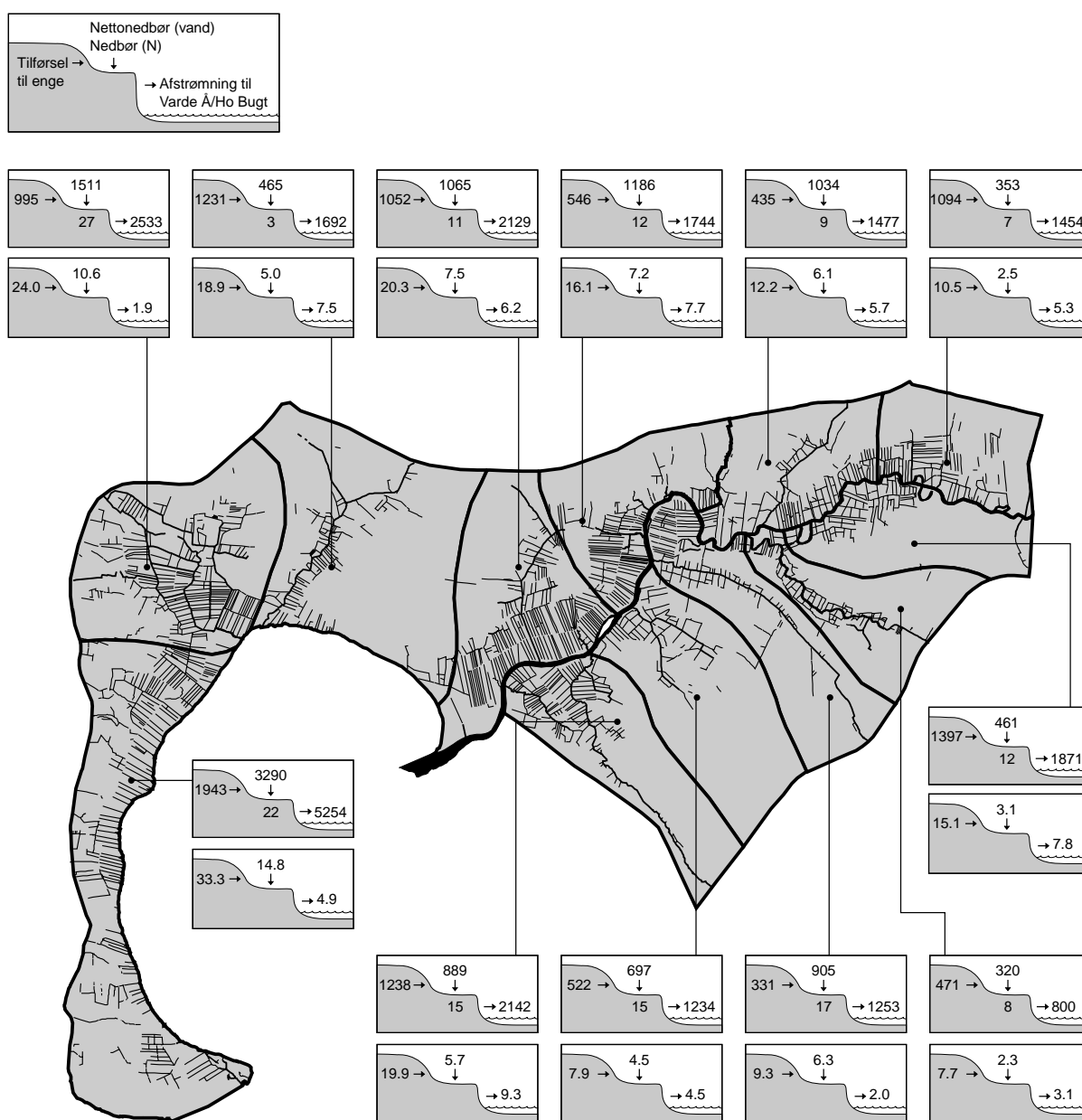
For det øvre grundvand, 2-10 m er det antaget at NO_3^- , der strømmer med grundvandet gennem tørvelaget bliver denitrificeret og at der ved denne proces nedbrydes tørv, hvorved der frigives NH_4^+ . Ammoniumkoncentrationen i det grundvand, der strømmer gennem tørvelaget og ud i Varde Å/Ho Bugt er baseret på målinger i februar og april, 1997 af grundvand i de piezometerrør, der står i selve ådalen. For det NO_3^- , der strømmer med grundvand gennem de øvrige geologiske lag (tørv, gyttje mv.) er det beregnet, at NO_3^- koncentrationen reduceres med $2/3$ af indløbskoncentrationen ved ådalsskrænten inden grundvandet strømmer ud i Varde Å/Ho Bugt. Beregningen er foretaget ud fra målinger af NO_3^- indholdet i grundvand i peizometerrør der står henholdsvis i ådalsskrænten og i selve ådalen i samme geologiske sedimentlag. Andre tilsvarende undersøgelser viser reduktionsrater på mellem 70 og 90% (Hoffmann, 1996). Og i engene langs en restaureret strækning af Brede Å var den målte NO_3^- reduktionen 71% (Hoffmann, 1997).

5 Resultater og diskussion

5.1 Vandbalance

Vandbalancerne er beregnet for hvert delopland i ådalen for 3 dybder: 0-2 m, 2-10 m og dybere end 10 m, og derefter summeret for alle 12 deloplande.

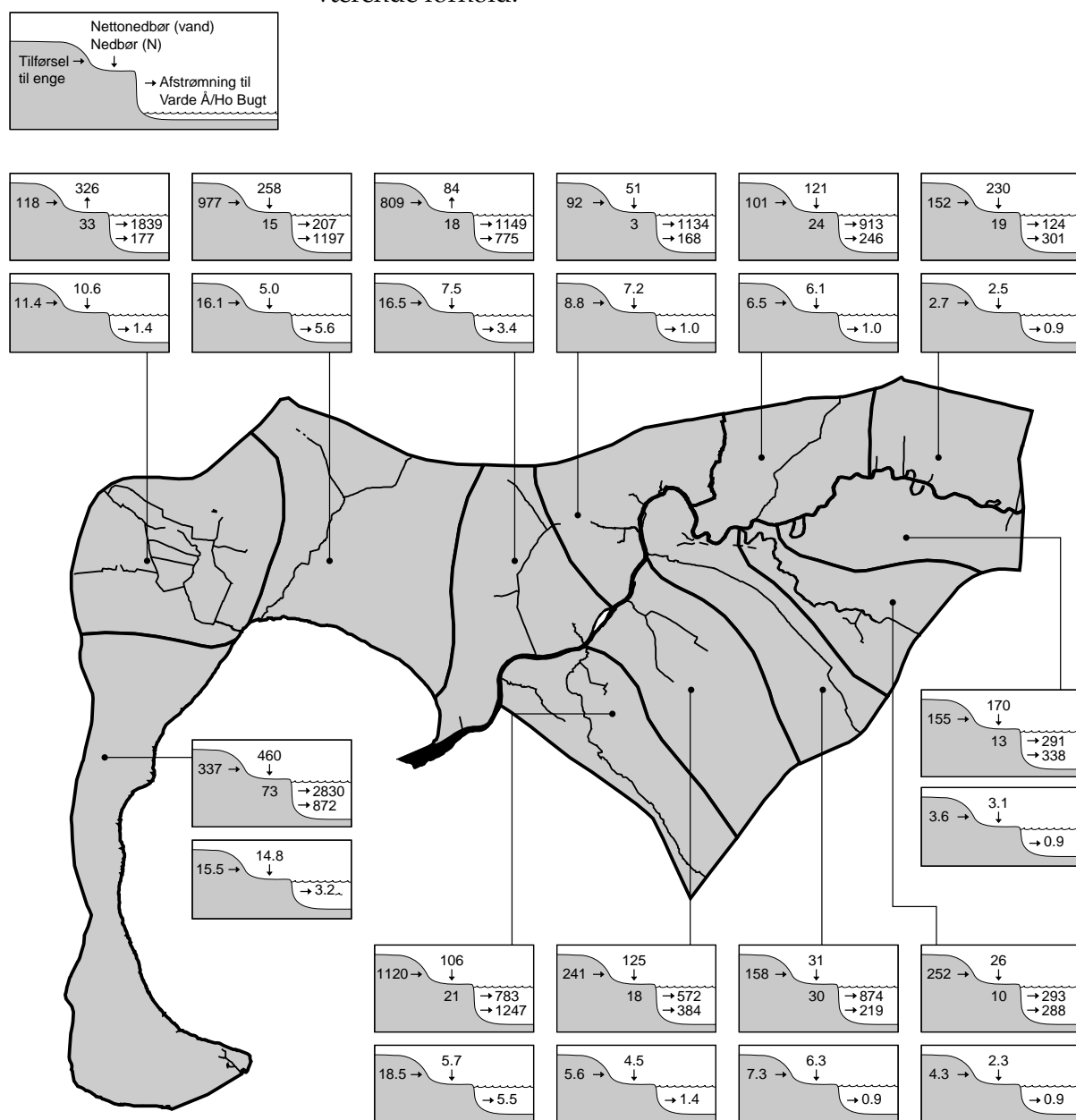
Vandbalancerne for de enkelte oplande under de nuværende forhold viser nogle forskelligheder som har betydning, når det samlede billede af udvaskningen fra engene skal vurderes. Delopland 1 har en særdeles stor absolut afstrømning direkte til Ho Bugt på 5,3 mill. $\text{m}^3 \cdot \text{år}^{-1}$ (Fig. 5), hvilket svarer til en arealspecifik afstrømning på $18,1 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$.



Figur 5. Kort med vandbalancer (Kort med vandbalancer ($\text{mill. m}^3 \cdot \text{år}^{-1}$) og kvælstofbalancer ($\text{tons N} \cdot \text{år}^{-1}$) med de nuværende grøfter for de 12 deloplande i interesseområdet.

Det samme gør sig gældende for delopland 8, der har en udstrømning på 1,9 mill. $\text{m}^3 \cdot \text{år}^{-1}$ og en arealspecifik afstrømning på $17,9 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$. De andre deloplande har en arealspecifik afstrømning på 6 til $12 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$. Delopland 9 har den absolut laveste afstrømning på 0,8 mill. $\text{m}^3 \cdot \text{år}^{-1}$, som svarer til en arealspecifik afstrømning på $5,7 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$.

Den største ændring i grundvandets strømningsmønster fra situationen med grøfter til uden grøfter findes i deloplandene 1, 2, 3, 4, 5, 10, 11 (Fig. 5 og 6). For disse deloplande ændres strømningsmønsteret således at der relativt strømmer meget mindre grundvand til engene ved ådalsskrænten uden grøfter i forhold til den mængde der strømmer til engene med grøfter. Derimod strømmer en stor del af vandet overfladisk af på jordoverfladen i situationen uden grøfter, mens denne strømningsmønster ikke er repræsenteret under de nuværende forhold.



Figur 6. Kort med vandbalancer (Kort med vandbalancer øverst (mill. $\text{m}^3 \cdot \text{år}^{-1}$) og kvælstofbalancer (tons $\text{N} \cdot \text{år}^{-1}$) efter at grøfterne er sløjfet for de 12 deloplande i interesseområdet.

For de andre deloplande er der en lille overfladisk afstrømning på jordoverfladen uden grøfter, men kvantitativt er ændringerne i strømningsmønsteret ikke så store for disse deloplande som for de ovennævnte. For alle deloplande er der dog en mindre afstrømning til Varde Å/Ho Bugt efter at grøfterne er sløjfet sammenlignet med den tilsvarende strømning under de nuværende forhold (Fig. 5 og 6). Det mindste fald i afstrømningen til Varde Å/Ho Bugt fra situationen med grøfter til uden grøfter findes i deloplandene 3, 4, 6 og 12. For de resterende deloplande er det tilsvarende fald i afstrømningen relativ stor.

Efter restaureringen er der i delopland 2 modelberegnet en total indadrettet strømning af saltvand fra Ho Bugt eller af grundvand fra grundvandsmagasinet under Ho Bugt på 0,18 mill. m³·år⁻¹.

Den samlede vandtransport for hele interesseområdet for de øverste 2 m af jordprofilen viser en markant ændring i strømningsmønsteret fra før til efter naturgenopretningen (tabel 2). Med de nuværende grøfter strømmer der 6.6 mill. m³·år⁻¹ ind i engene ved ådalsskrænten, heraf løber de 2,6 mill. m³·år⁻¹ ind i engene omkring Varde ådal (summen af deloplandene 3-12), mens de resterende 40 mill. m³·år⁻¹ strømmer ind i engene omkring Ho Bugt (summen af deloplandene 1-3).

Den total afstrømning til Varde Å/Ho Bugt udgør ialt 19, 552 mill. m³·år⁻¹ (posterne Udstrømning til Varde Å/Ho Bugt og Tilstrømning til bække/grøfter i tabel 2). Heraf afstrømmer de 11,7 mill. m³·år⁻¹ til Varde Å og de resterende 7,8 mill. m³·år⁻¹ til Ho Bugt.

Med de nuværende grøfter ses desuden at en stor grundvandsmængde på 12,2 mill. m³·år⁻¹ infiltrerer gennem jorden, mens denne grundvandsmængde kun udgør 1,2 mill. m³·år⁻¹, når grøfterne sløjfes. Efter at grøfterne er sløjfet, strømmer der kun 0,3 mill. m³·år⁻¹ ind i engene, mens hovedparten af tilstrømningen til Varde Å/Ho Bugt, nemlig 11 mill. m³·år⁻¹, foregår som overfladisk afstrømning på jordoverfladen.

Tabel 2. Vandtransport for de øverste 2 meter af jordprofilen.

	Med grøfter (1000 m ³ ·år ⁻¹)	Uden grøfter (1000 m ³ ·år ⁻¹)
Indstrømning ved ådalsskrænten	6620	257
Udstrømning til Varde Å/ Ho Bugt	-8416	64
Perkolation	565	-77
Infiltration	12.176	1168
Tilstrømning til bække/grøfter	-11.106	-1661
Magasinering	168	287
Overflade afstrømning	0	11.009

Indstrømningen via det øvre grundvandsmagasin, 2-10 m under terræn, ved ådalsskrænten udgør 3,66 mill. m³·år⁻¹ under de nuværende forhold, mens udstrømningen til Varde Å/Ho Bugt er på 3,5 mill.

$\text{m}^3 \cdot \text{år}^{-1}$ (tabel 3). Efter restaureringen er forholdene næsten de samme. Indstrømningen er faldet til $3,2 \text{ mill. m}^3 \cdot \text{år}^{-1}$, mens udstrømningen er steget til $3,6 \text{ mill. m}^3 \cdot \text{år}^{-1}$. Den mest signifikante forskel på de to scenarier er at der under de nuværende forhold er et betydeligt flow fra det øvre grundvandsmagasin til overfladelaget (0-2 m) på $565.000 \text{ m}^3 \cdot \text{år}^{-1}$, hvorimod der ved sløjfning af grøfterne er en modsatrettet strømning på $77.000 \text{ m}^3 \cdot \text{år}^{-1}$.

Tabel 3. Vandtransport for det øvre grundvandsmagasin (fra 2 til 10 m).

	Med grøfter ($1000 \text{ m}^3 \cdot \text{år}^{-1}$)	Uden grøfter ($1000 \text{ m}^3 \cdot \text{år}^{-1}$)
Indstrømning ved ådalsskrænten	3660	3241
Udstrømning til Varde Å/ Ho Bugt	-3502	-3671
Perkolation	407	355
Infiltration	-565	77
Magasinering	0	0

Indstrømningen ved ådalsskrænten udgør $0,98 \text{ mill. m}^3 \cdot \text{år}^{-1}$ fra det nedre grundvandsmagasin under de nuværende forhold, mens kun $0,6 \text{ mill. m}^3 \cdot \text{år}^{-1}$ strømmer til Varde Å /Ho Bugt (tabel 4). Efter restaureringen stiger udstrømningen 23 % til $0,7 \text{ mill. m}^3 \cdot \text{år}^{-1}$, mens indstrømningen tilsvarende kun stiger 4 % til $1,01 \text{ mill. m}^3 \cdot \text{år}^{-1}$.

Perkolationsbidraget fra det dybde grundvand, ses at falde 13 % uden grøfter i forhold til med grøfter. I det dybe grundvand sker der en forøgelse af gennemstrømningen af vand for hele oplandet, idet både horisontal ind og udstrømning forøges ved sløjfning af grøfterne. Generelt sker der en større gennemstrømning i det dybe grundvand, hvilket betyder at der med uændrede kvælstofkoncentrationer i grundvandet, vil ske en forøgelse af udvaskningen fra dette magasin når grøfterne sløjfes.

Tabel 4. Vandtransport for det nedre grundvandsmagasin (dybere end 10 m under terræn).

	Med grøfter ($1000 \text{ m}^3 \cdot \text{år}^{-1}$)	Uden grøfter ($1000 \text{ m}^3 \cdot \text{år}^{-1}$)
Indstrømning ved ådalsskrænten	975	1012
Udstrømning til Varde Å/ Ho Bugt	-558	-689
Infiltration	-407	-355
Magasinering	-9	-8

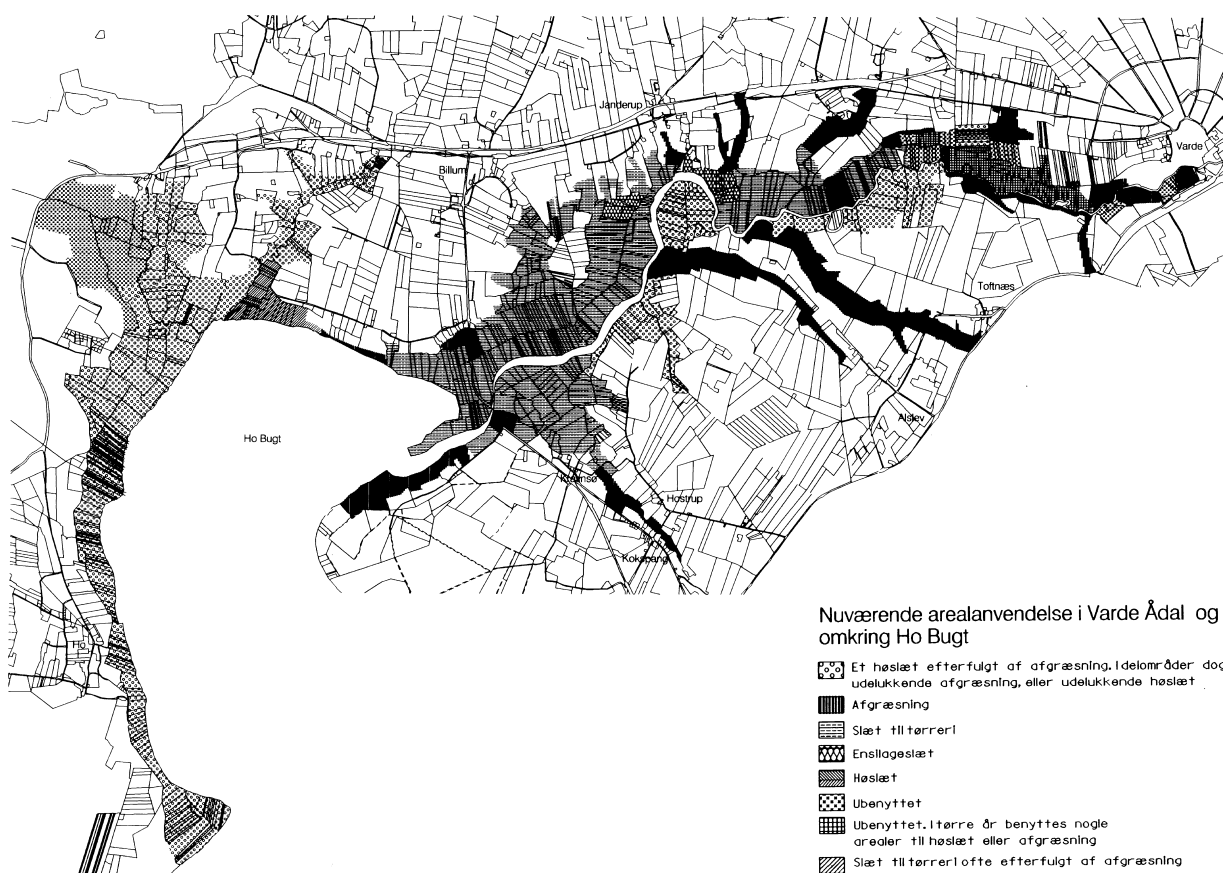
For at sikre at de beregnede vandmængder, der strømmer til Varde Å, er i overensstemmelse med virkeligheden blev der opstillet en vandbalance baseret på målinger to steder i Varde Å henholdsvis ved udløbet af Varde Å (A), samt lidt opstrøms for tilløbet af Alslev Å (B)(fig.2b). Ved at beregne den vandmængde, der strømmer til mellem de to målepunkter, kan vandbalancen opstilles som en differensbalance. Der kan dog være store usikkerheder forbundet ved en sådan balance, dels på grund af skalering af måleusikkerheder og

dels fordi der kan være forskellige strømningsmekanismer mellem de to målestationer, som ikke indregnes i en simpel balancebetragtning. Den opstillede differensbalance er for 1992, som er det år der er anvendt i modelberegningerne.

Vandmængden der løber til Varde Å mellem de to stationer udgør ialt 72,6 mill. $\text{m}^3 \cdot \text{år}^{-1}$. Det samlede bidrag fra engene består af det vand, der via grøfter og grundvand løber til Varde Å, og udgør ialt 10,3 mill. $\text{m}^3 \cdot \text{år}^{-1}$. Den mængde der tilføres via de målte vandløb i oplandet udgør ialt 64,5 mill. $\text{m}^3 \cdot \text{år}^{-1}$. Forskellen mellem de to udregninger ($72,6 - (10,3 + 64,5)$ mill. $\text{m}^3 \cdot \text{år}^{-1}$) er meget lille, 2,2 mill. $\text{m}^3 \cdot \text{år}^{-1}$, så det er sandsynligt at vandbalancen i modelberegningerne nogenlunde er i overensstemmelse med virkeligheden.

5.2 Nuværende arealanvendelse i engene i Varde ådal og omkring Ho Bugt

Den nuværende arealanvendelse i engene i Varde ådal og omkring Ho Bugt er blevet kortlagt af Varde Landbrugscenter, 1996 (Fig. 7).



Figur 7 Kort over nuværende arealanvendelse for engene i Varde ådal og omkring Ho Bugt.

Engene fungerer hovedsageligt som vedvarende græsarealer og anvendes hovedsageligt til afgræsning og/eller slæt. Af fig. 7 fremgår at engene på vestsiden af Ho Bugt til og med engene omkring Kjelst bæk hovedsagelig anvendes som en kombination af hølslæt og afgræsning. Engene på nordsiden af Varde Å anvendes alene som slæt

til tørreri, på nær arealerne ved Elkær og Varde Kær, disse ligger stort set ubenyttet hen, da områderne er meget fugtige. Engene omkring Adslev Å, kanalen ved Vibæk og Hostrup bæk udnyttes til afgræsning, mens de øvrige enge syd for Varde Å anvendes i en kombination af høslæt og afgræsning.

5.3 Kvælstofkoncentrationer i overfladevand fra grøfter

Den arealmæssige udbredelse af NO_3^- og NH_4^+ koncentrationerne i overfladevandet i grøfterne fremgår af henholdsvis fig. 8 og fig. 9. Desuden vises kvælstofkoncentrationerne med tilhørende lednings-evnemålinger i bilag 2.

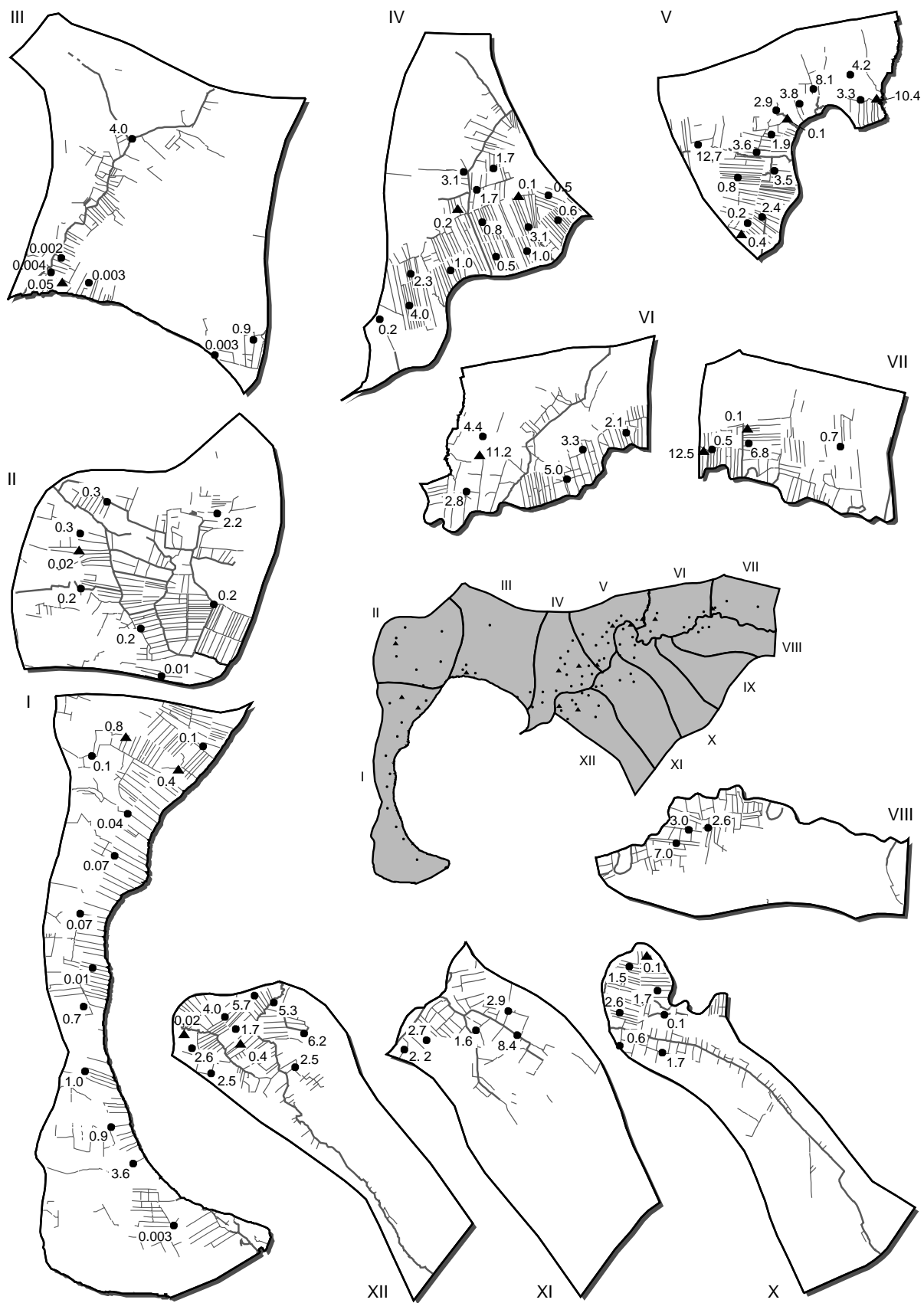
Prøvetagningen af overfladevandet i grøfter foregik februar og april, 1997 efter et efterår og vinter med nedbørsmængder på 85 % af det normale. Grundet meget lidt nedbør fra efteråret 1995 og frem til marts 1997 er der blevet opbygget et nedbørsunderskud. Det må føl-gelig forventes, at de målte koncentrationer i overfladevandet fra grøfterne repræsenterer et minimumsniveau i forhold til det normale.

Af fig. 8 fremgår det, at NO_3^- -koncentrationerne ved ådalsskrænten for de fleste deloplande forventelig er højere end koncentrationerne i selve ådalen, men da antallet af prøver er begrænset var det ikke muligt at opdele datamaterialet i henholdsvis kvælstofniveauet ved ådalsskrænten og selve ådalen. Derfor er der udelukkende brugt gennemsnitsværdier for alle grøfter i de enkelte deloplandene, dog vurderet i forhold til evt. fortyndinger af saltvand.

Kvælstof koncentrationerne i overfladevandet fra grøfter i delopland 1 er meget lave, mellem 0,003 og 1,0 mg $\text{NO}_3\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$, og gennemsnitlig 0,25 mg $\text{NO}_3\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$ for de målte prøver, mens NH_4^+ -koncentrationerne ligger lidt højere nemlig mellem 0,02 og 1,3 mg $\text{NH}_4\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$, gennemsnitlig 0,61 mg $\text{NH}_4\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$ for de målte prøver. Lave koncentrationer er dog forventelig i dette delopland, da grøfterne hovedsagelig afstrømmer arealer med hede og granplantage, hvor kvælstofudvaskningen generelt er lav (Nielsen et al., 1997).

Kvælstofkoncentrationerne i overfladevandet fra grøfter i delopland 2 ligger mellem 0,02 og 2,16 mg $\text{NO}_3\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$, gennemsnitlig 0,40 $\text{NO}_3\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$ for 8 prøver og for NH_4^+ mellem 0,02 og 1,12 mg $\text{NH}_4\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$, gennemsnitlig 0,28 mg $\text{NH}_4\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$. Sammenlignet med delopland 1 vurderes koncentrationsniveauet at ligge lavere end forventet. Lednings-evnemålingerne viser at de lave koncentrationer ikke skyldes fortynding med saltvand stammende fra eventuelle oversvømmelser. Koncentrationsniveauet er dog forventelig lavere end for de øvrige deloplande med mere intensiv arealanvendelse (delopland 5 og 6), da delopland 2 hovedsagelig består af lavt liggende enge og moser.

Kvælstofkoncentrationerne i overfladevandet i grøfter fra delopland 3 syntes så urealistisk lave for de prøver der er taget nær ved Ho bugt, at værdierne ikke indgår i den kvælstofkoncentration som strømmer til Kjelst Bæk og Ho Bugt.



Figur 8. Kort visende NO_3^- koncentrationer (mg N l^{-1}) i overfladevandet fra grøfter og i grundvand fra piezometerrør.

Ledningsevne målingerne viser at grøfterne har været oversvømmet med saltvand. Der resterer da kun en enkelt prøve af overfladevandet opstrøms Kjelst bæk, som repræsenterer det grundvand, der strømmer til bækken og Ho Bugt, hvilket ikke kan være repræsentativt selvom koncentrationsniveauet umiddelbart synes realistisk. Kvælstofkoncentrationen i denne prøve var 4 mg $\text{NO}_3\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$ og 0,2 mg $\text{NH}_4\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$ (Fig. 8 og 9).

Kvælstofkoncentrationerne i overfladevandet fra grøfter i delopland 4 ligger mellem 0,15 og 3,95 mg $\text{NO}_3\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$, gennemsnitlig 1,6 mg $\text{NO}_3\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$ for 15 prøver, og for NH_4^+ mellem 0,16 og 1,18 mg $\text{NH}_4\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$, gennemsnitlig 0,72 mg $\text{NH}_4\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$. Koncentrationsniveauet syntes også lavt for dette delopland, da store områder dyrkes relativt intensivt. For delopland 5 og 6 ligger kvælstofkoncentrationerne nogenlunde ens i overfladevandet fra grøfterne, gennemsnitlig 3,5-4 mg $\text{NO}_3\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$ og 0,3 mg $\text{NH}_4\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$ og ligger nogenlunde på det forventede niveau for disse oplande.

I delopland 7, som bl.a. afstrømmer Varde kær er der ligeledes ganske få prøver, nemlig 3. Derfor er gennemsnitkoncentrationerne for delopland 6 brugt for dette opland, selvom det må forventes at kvælstofafstrømningen er højere for delopland 6 end for delopland 7, da Varde kær stort set ikke anvendes til landbrugsmæssige formål. Tilsvarende er kvælstofkoncentrationer i delopland 8 er relative høje mellem 2,6 og 7 mg $\text{NO}_3\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$, gennemsnitlig 4,20 mg $\text{NO}_3\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$ for 3 prøver. Det er forventelig at kvælstofkoncentrationerne i det udstrømmende grundvand er højere for dette delopland end for de øvrige, da strækningen mellem ådalsskrænten og selve Varde Å i dele af oplandet, er meget lille, ca. 50 til 100 m, hvorved opholdstid og reduktionspotentiale i engene er forholdsvis lille. For delopland 9 er der ingen prøver, så der er i stedet anvendt de samme gennemsnitkoncentrationer for kvælstofindholdet i det overfladevand der strømmer til Alslev å og Varde Å som anvendtes i delopland 8.

For delopland 10 er der kun 2 prøver af overfladevandet i grøfterne som har en gennemsnitlig koncentration på 1,15 mg $\text{NO}_3\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$ og 0,36 mg $\text{NH}_4\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$. Disse kvælstofkoncentrationer er nok væsentlig underestimeret og burde ligge tættere på niveauet for delopland 11 og 12 som har gennemsnitlige koncentrationer på knap 4 mg $\text{NO}_3\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$ og 0,3 mg $\text{NH}_4\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$.

Sammenfattende passer NO_3 -koncentrationerne i overfladevandet fra grøfterne nogenlunde med det forventede for delopland 1, 3, 5, 6, 7, 8, 11 og 12, mens for de øvrige deloplande er koncentrationerne mellem 2 og 3 mg $\text{NO}_3\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$ under forventet. Det betyder at kvælstofudvaskningen for interesseområdet med de nuværende grøfter og arealanvendelse generelt er underestimeret.

5.4 Kvælstofkoncentrationerne i det øvre grundvand fra drikkevandsboringer og målt i piezometerrør.

Ud fra de målte NO_3 -koncentrationer i grundvandet, fra de private drikkevandsboringer, er der for hvert delopland beregnet en gen-

nemsnitskoncentration for NO_3^- . Gennemsnittet er beregnet på baggrund af de boringer der er lokaliseret tæt ved ådalsskrænten i de pågældende deloplande. I nedenstående tabel er præsenteret NO_3^- -gennemsnitskoncentrationerne for hvert delopland, og antallet af prøver der ligger til grund for beregningen.

Tabel 5. Gennemsnitskoncentrationer af $\text{NO}_3\text{-N}$ i grundvand fra private drikkevandsboringer fra Varde Levnedsmiddelkontrol fordelt på deloplandene

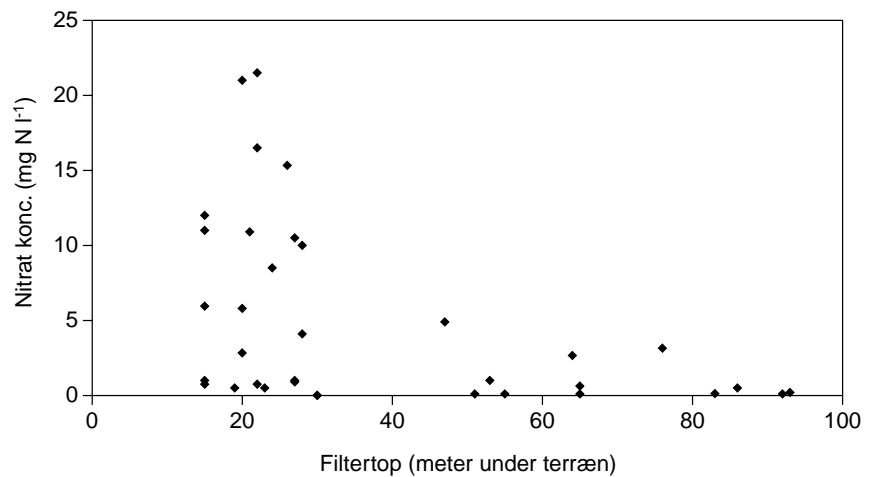
Delopland	Gennemsnits koncentration $\text{NO}_3\text{-N}$ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	Antal prøver
4	10,6	3
5	14,1	6
6	14,8	7
7	7,6	2
8	8,6	2
9	14,5	3
10	10,7	3
11	7,5	11
4-11	11,1	37

Koncentrationen af NH_4^+ i grundvand fra det øvre grundvandsmagasin er beregnet som et gennemsnit af de målinger der foreligger fra piezometerrør placeret tæt ved ådalsskrænten i interesseområdet. Det samlede antal målinger er ikke specielt stort, hvilket gør at beregningen må betragtes som overslagsmæssig. Gennemsnitskoncentrationen for det øvre grundvand der passerer ådalsskrænten er $0,873 \text{ mg NH}_4\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$ med en standardfejl på $0,368$, baseret på målinger i 6 piezometerrør.

På baggrund af geologien i oplandet ses, at der er tilstedeværelse af et tørvelag i alle deloplande, hvorved det vurderes, at der potentielt kan mineraliseres tørv i alle deloplande. Nitrat tilført med grundvandet vil under iltfrie forhold kunne nedbryde tørven og give anledning til en forøgelse af NH_4 -koncentrationen i det grundvand, der afstrømmer engene gennem tørvelaget. På engene i selve ådalen er der placeret 7 piezometerrør med filter i tørvelaget. Gennemsnitskoncentrationen for NH_4^+ i grundvandet fra disse er $4,81 \text{ mg NH}_4\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$ med en standardfejl på $1,38$. Denne koncentration antages som værende en gennemsnitskoncentration for det grundvand der via tørvelaget strømmer ud i Varde Å/Ho Bugt.

5.5 Kvælstofkoncentrationer i det dybere grundvand fra vandværksboringer

De vandværksboringer der er repræsentative for Varde ådal er vurderet på baggrund af grundvandspotentialekort over området. Nitrat koncentrationerne i grundvandet fra vandværksboringerne er udvalgt i henhold til grundvandets strømningsmønster og er afbildet mod boringens filterdybde i fig. 10.



Figur 10. Sammenhæng mellem filterdybde og NO_3^- -koncentrationen (mg N l^{-1}) i grundvand fra drikkevandsboringer.

Fra 31 relevante vandværksboringerne eksisterer der målinger af NO_3^- i grundvandet. Fordelingen af NO_3^- -koncentrationen i fig. 10, er brugt til at bestemme mediantallet $1,310 \text{ mg NO}_3\text{-N l}^{-1}$ for grundvand fra 10 til 30 meters dybde, og mediantallet $0,141 \text{ mg NO}_3\text{-N l}^{-1}$ for grundvand fra 30 til 100 meters dybde. Disse tal er brugt til beregningen af kvælstoftilstrømningen til engene i Varde Å / Ho Bugt.

5.6 Kvælstofbalancer

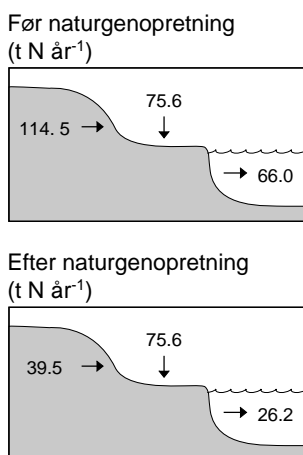
Kvælstofafstrømning

Kvælstofafstrømningen til Varde Å/ Ho Bugt fra engarealer er estimeret til $66,0 \text{ t N}\cdot\text{år}^{-1}$ med de nuværende grøfter og den nuværende arealanvendelse for interesseområdet, oplandet vest for Varde by til og med Nyeng ved Ho bugt. Heraf afstrømmer de $51,6 \text{ t N}\cdot\text{år}^{-1}$ alene til Varde Å og de resterende $14,3 \text{ t N}\cdot\text{år}^{-1}$ til Ho bugt (tabel 6 og figur 11).

Hvis grøfterne sløjfes og arealanvendelsen bliver ekstensiv, det vil sige høslæt eller græsning, men ingen tilførsel af gødning og pesticider, falder kvælstofafstrømningen til $26,2 \text{ t N}\cdot\text{år}^{-1}$, hvoraf de $15,9 \text{ t N}\cdot\text{år}^{-1}$ afstrømmer til Varde Å og de resterende $10,3 \text{ t N}\cdot\text{år}^{-1}$ til Ho bugt (tabel 7 og figur 11).

Af opgørelsen ses, at den største effekt af naturgenopretningen på kvælstofafstrømningen opnås for Varde Å med en reduktion på ca. 70 % af den nuværende kvælstofafstrømning gennem engene, mens den tilsvarende reduktion til Ho bugt kun er ca. 28 %. Reduktion svarer til 60 % for hele området.

I opgørelsen indgår ikke kvælstoftransporten i større tilløb til Varde Å/Ho bugt, men alene den transport der løber igennem engene. Ændringerne i kvælstofafstrømningen sker primært i de øverste 2 m af jorden, hvor grøfterne er beliggende, mens kvælstofafstrømningen via det øvre grundvand nogenlunde er konstant med og uden grøfter (tabel 6 og 7).



Figur 11. Overordnet kvælstofbalance i tons $\text{N}\cdot\text{år}^{-1}$ før og efter naturgenopretning for hele interesseområdet.

Tabel 6. Kvælstofafstrømning og arealkoefficienter fra de 12 deloplande til Varde Å og Ho Bugt før naturgenopretning

	Delopland ha	N udvask.	N udvask.	N udvask.	Arealkoef.	Arealkoef.	Arealkoef.
		0-2 m Kg N	2-10 m Kg N	ialt Kg N	0-2 m kg N/ha	2-10 m kg N/ha	ialt kg N/ha
Ho Bugt							
1	919	3965,7	994,3	4960,0	4,32	1,08	5,40
2	729	1926,7	0	1926,7	2,64	0,00	2,64
3	844	1644,4	5816,4	7460,8	1,95	6,89	8,84
Ialt Ho Bugt	2492	7536,8	6810,7	14347,5			
Varde Å							
4	574	3716,2	2437,5	6153,7	6,47	4,25	10,72
5	482	7797,5	0	7797,5	16,18	0,00	16,18
6	427	5606,5	68,4	5674,9	13,13	0,16	13,29
7	380	4983,2	288,7	5271,9	13,11	0,76	13,87
8	332	7588,1	270,5	7858,6	22,86	0,81	23,67
9	441	2693,3	410,6	3103,9	6,11	0,93	7,04
10	556	1749,3	280,5	2029,8	3,15	0,50	3,65
11	686	3475,3	995,3	4470,6	5,07	1,45	6,52
12	576	4552,7	4710,1	9262,8	7,90	8,18	16,08
Ialt Varde Å	4454	42162,1	9461,6	51623,7			
Ialt Varde Å/ Ho Bugt	6946	49698,9	16272,3	65971,2	7,16	2,34	9,50

Vandbalancen for området viser at kun en ringe del af den samlede udstrømning til Varde Å/Ho Bugt kan henføres til det nedre grundvand (tabel 4). Med ovennævnte lave kvælstofkoncentrationer i det nedre grundvand medfører det at kvælstoftransporten via det dybereliggende grundvand (under 10 meters dybde) bidrager med 0,31 og 0,35 t N·år⁻¹ henholdsvis med og uden grøfter, hvilket kun udgør 0,5 % af den totale belastning. Efterfølgende ser vi derfor bort fra kvælstofafstrømningen via det dybereliggende grundvand i kvælstofbalancen for området.

Usikkerhedsberegning på kvælstofafstrømningen

Antages en maksimalbelastning af engområderne med 25 mg NO₃-N/l i det tilstrømmende grundvand samt en maksimalbelastning i kvælstofafstrømningen til Varde Å/Ho Bugt på 6 mg N/l, hvilket er den maksimale vandføringsvægtede kvælstofkoncentrationen målt i Varde Å, øges kvælstofafstrømningen under de nuværende forhold til 148,4 t N·år⁻¹, hvoraf de 116,6 t N·år⁻¹ afstrømmer til Varde Å og de resterende 31,8 t N·år⁻¹ afstrømmer til Ho Bugt.

Med maksimalbelastning efter naturgenopretning antages de samme kvælstofkoncentrationer i overfladevandet der løber til Varde Å/Ho Bugt for de øverste 2 m af jordprofilet som tidligere beregnet. Mens for grundvandsmagasinet i 2-10 meters dybde er der som tidligere antaget 2/3's reduktion af belastningen. Kvælstofafstrømningen efter

naturgenopretning til Varde Å/Ho Bugt bliver da 42,3 t N·år⁻¹, hvoraf de 23,8 t N·år⁻¹ afstrømmer til Varde Å og de resterende 18,5 t N·år⁻¹ afstrømmer til Ho Bugt.

Tabel 7. Kvælstofafstrømning og arealkoefficienter for de 12 deloplande til Ho Bugt og Varde Å efter naturgenopretning

Delopland	opland ha	N udvask.		N udvask. ialt Kg N	Arealkoeff		
		0-2 m	2-10 m		0-2 m	2-10 m	ialt
		Kg N	Kg N		kg N/ha	kg N/ha	kg N/ha
Ho Bugt							
1	919	1736,0	1540	3276,0	1,89	1,68	3,56
2	729	1403,0	0	1403,0	1,92	0,00	1,92
3	844	188,2	5439	5627,2	0,22	6,44	6,67
Ialt Ho Bugt	2492	3327,2	6979	10306,2			
Varde Å							
4	574	915,0	2504	3419,0	1,59	4,36	5,96
5	482	1040,0	0	1040,0	2,16	0,00	2,16
6	427	1021,0	0	1021,0	2,39	0,00	2,39
7	380	487,2	431	918,2	1,28	1,13	2,42
8	332	507,4	353,2	860,6	1,53	1,06	2,59
9	441	289,4	615,7	905,1	0,66	1,40	2,05
10	556	581,2	303,7	884,9	1,05	0,55	1,59
11	686	493,6	876,1	1369,7	0,72	1,28	2,00
12	576	788,2	4705	5493,2	1,37	8,17	9,54
Ialt for Varde Å	4454	6123	9788,7	15911,7			
Ialt for Varde Å/Ho Bugt	6946	9450,2	16767,7	26217,9	1,36	2,41	3,77

Med en maksimal kvælstofbelastning af engene opnås en lidt større effekt af naturgenopretningen. For hele interesseområdet reduceres kvælstofafstrømningen med 71,5 %, med 80 % reduktion i kvælstofafstrømningen til Varde Å og 42 % reduktion i kvælstofafstrømningen til Ho Bugt. Disse kvælstofreduktioner i engene ved en naturgenopretning er sandsynligvis de højest opnåelige.

Arealkoefficienter

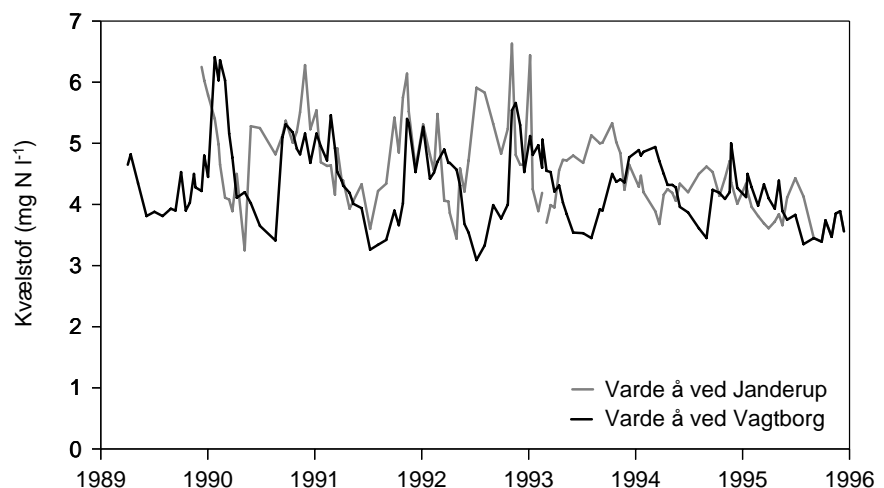
Arealkoefficienterne for deloplandene med de nuværende grøfter og arealanvendelse er mellem 2,6 og 23,7 kg N·ha⁻¹ (tabel 6). Delopland 1 afstrømmer hovedsagelig hede og granplantager og har derfor forventelig den mindste arealkoefficient på 2,6 kg N·ha⁻¹, hvilket er tæt på den gennemsnitlige arealkoefficient for 7 naturoplande målt i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram (Iversen og Græsbøll, 1996). Relative høje arealkoefficienter findes i delopland 5, 8 og 12 på henholdsvis 16,2; 23,7 og 16,1 kg N·ha⁻¹, hvilket er på samme niveau som for 44 dyrkede oplande målt i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram (Iversen og Græsbøll, 1996). Arealkoefficienten for delopland 6 og 7 ligger lidt lavere, nemlig på henholdsvis 13,3 og 13,8 kg N·ha⁻¹, hvilket synes realistisk, da den landbrugsmæssige udnyttelse af engene i disse deloplande er meget ekstensiv.

Arealkoefficienterne for delopland 2 og 3 på henholdsvis 2,6 og 8,8 kg N·ha⁻¹ og for delopland 9, 10 og 11 på henholdsvis 7,0; 3,7 og 6,5 kg N·ha⁻¹ syntes sammenlignet med de øvrige deloplande at være for lave. Dette skyldes dels at kvælstofkoncentrationerne målt i overfladevandet fra grøfter og i grundvand fra piezometerrørene som førnævnt er lave på grund af en lille afstrømning, dels at antallet af prøver i disse oplande er for lille til at være repræsentativ.

Når grøfterne er sløjfet er der stadig relative høje arealkoefficienter for delopland 3, 4 og 12 på henholdsvis 6,7; 6,0 og 9,5 kg N·ha⁻¹ (tabel 7), hvilket skyldes en stor kvælstofafstrømning via det øvre grundvandsmagasin, der ligger fra 2 til 10 m under terræn. For de øvrige deloplande kommer arealkoefficienten ned på mellem 1,6 og 3,6 kg N·ha⁻¹ og disse er endda nok overvurderet da den anvendte kvælstofkoncentration på 1,6 mg N·l⁻¹ i grundvandet der afstrømmer til Varde å og Ho bugt for de øverste 2 m af jordprofilen nok er overestimeret sammenlignet med gennemsnitlige kvælstofkoncentrationer på henholdsvis 0,21 mg NO₃-N·l⁻¹ og 0,112 mg NH₄-N·l⁻¹ målt i lovand, der afstrømmer et græsset område på Skallingen i 1990 og 1991 (Paludan, 1992).

Kvælstofkoncentrationer i Varde å, målt ved Vagtborg og Janderup

Kvælstofafstrømningen til Varde å er desuden målt ved 2 stationer, Vagtborg og Janderup for perioden 1989 til 1995 i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram (Ribe Amt, 1996) (figur 12). Arealkoefficienterne for de to oplande er nogenlunde ens, dog med en tendens til at arealkoefficienten er lidt højere ved Janderup, nemlig mellem 11,7 og 23,7 kg N·ha⁻¹ end ved Vagtborg, hvor arealkoefficienten ligger mellem 14,4 og 22,2 kg N·ha⁻¹.



Figur 12. Kvælstofkoncentrationer (mg N·l⁻¹) i Varde Å ved Vagtborg og Janderup.

Vandbalancen for engene er beregnet for 1992. For dette år er arealkoefficienten for Janderup og Vagtborg henholdsvis 16,9 og 19,0 kg N·ha⁻¹ (Ribe Amt, 1996). I vores beregning er arealkoefficienterne for delopland 5 til 8, som ligger i det samme område som oplandet til prøvetagningsstationen ved Janderup, mellem 13,3 og 23,7 kg N·ha⁻¹, hvilket er et lidt større interval, men dog på samme niveau som are-

alkoefficienten målt i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Derimod synes arealkoefficienten i delopland 9 på $7,0 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ til sammenligning at være væsentlig underestimeret.

Sammenfattende er kvælstofudvaskningen med de nuværende grøfter og arealanvendelse underestimeret og efter at grøfterne er sløjfet er kvælstofudvaskningen sandsynligvis overestimeret, medførende at den samlede effekt af at sløjfe grøfterne på kvælstofudvaskningen, som er estimeret til $39,8 \text{ t N}\cdot\text{år}^{-1}$, må betragtes som en minimumsværdi.

5.7 Forbehold for undersøgelsens resultater

Nedenfor er beskrevet en række forbehold, som har betydning for undersøgelsens resultater.

- MikeShe modellen opsat på Varde Å er kalibreret på et tilnærmelsesvist normalt år 1992. Beregninger med modellen for 1995, som er et år med ekstremt lave nedbørsmængder gav en alt for lav grundvandsstand i oplandet. Derfor er de ovenstående vandbalanceberegninger kun repræsentativ for kalibreringsåret, og kan derfor ikke skaleres eller bruges i forbindelse med ekstremesituationer.
- Det har ikke været muligt at få beregnet fordampningen fra MikeShe modellen. Den mængde der regnes som input i det øverste jordlag (0-2 m) er således kun et udtryk for nettonedbøren. I beregningen med grøfter udgøres inputtet kun af infiltrationen til det øverste jordlag, mens det i situationen uden grøfter udgøres af infiltrationen, samt den overfladiske afstrømning. Der er altså ingen forskel i fordampning med og uden grøfter i modelberegningerne, hvilket er usandsynlig da der uden grøfter er stående vand på store dele af engarealerne, hvorved fordampningen må være maksimal.
- Prøvetagningen af overfladevandet i grøfter og af grundvand i piezometerrørene er kun foretaget én enkelt gang og dette efter en lang periode med næsten ingen afstrømning. Koncentrationerne må derfor betragtes som minimumsværdier, og er således kun et meget konservativt bud på udvaskningen af kvælstof
- Kvælstofkoncentrationerne i det grundvand der passerer ådalskrænten vil ikke ændre sig i forbindelse med en ekstensivering, da dette er beriget med kvælstof som en konsekvens af arealanvendelsen i baglandet.
- Til beregningerne af kvælstofudvaskningen i det øverste grundvandsmagasin, var der kun få piezometerrør i området der kunne bruges til udtagning af grundvand. Beregningerne af NH_4 -koncentrationen i grundvandet er således baseret på et lille antal grundvandsprøver. Beregningen af NH_4 -tilførslen ved ådalskrænten er baseret på et gennemsnit af grundvandsprøver fra 6 piezometerrør og beregningen af NH_4 -tilførslen til Varde Å via

tørvelaget er baseret på et gennemsnit af grundvandprøver fra 7 piezometerrør placeret i selve ådalen.

- Nitratkoncentrationen i det grundvandet der passerer ådalskrænten er baseret på prøver fra private drikkevandsboringer i oplandet, hvorfra filterdybden ikke kendes. Det er derfor ikke muligt at vide præcist hvilken dybde NO_3 -koncentrationerne stammer fra..
- Til beregning af NO_3 -koncentrationen i det dybe grundvand er der brugt værdier i grundvand fra vandværksvandboringer beliggende udenfor interesseområdet. Gennemsnitskoncentration er baseret på boringer, der ud fra strømningsmønstret i grundvandet kunne bidrage til interesseområdet. Det samlede antal boringer der bidrager er lille, 31 stk. og for at få et repræsentativt billede af NO_3 -koncentrationen i området. anvendtes en dybdeintegreret gennemsnitskoncentration. NH_4^+ bliver ikke målt i grundvand fra det dybereliggende magasin, og det har derfor været nødvendigt at antage en koncentration på $0,1 \text{ mg N}\cdot\text{l}^{-1}$.

6 Konklusion

Udvaskningen af kvælstof fra engene under de nuværende forhold er beregnet til 66,0 t N·år⁻¹. Heraf udvaskes 51,6 t N·år⁻¹ fra engene omkring Varde Å, mens de resterende 14,4 t N·år⁻¹ udvaskes fra engene omkring Ho Bugt.

Hvis grøfterne sløjfes vil den samlede udvaskning falde til 26,2 t N·år⁻¹. Udvaskningen fra engene omkring Varde Å vil falde til 15,9 t N·år⁻¹, mens udvaskningen fra engene ved Ho Bugt falder til 10,3 t N·år⁻¹.

Kvælstofudvaskningen fra engene omkring Ho Bugt og Varde Å kan ved en ekstensivering af arealerne, reduceres med hhv. 28 % for engene omkring Ho Bugt og 70 % for engene omkring Varde Å.

Muligheden for reduktion af kvælstoftilførslen til Varde Å / Ho Bugt foregår hovedsageligt i de øverste to meter af jordprofilen. Den samlede udvaskning fra de øverste to meter falder fra 49,7 t N·år⁻¹ med grøfter til 9,5 t N·år⁻¹ uden grøfter.

Den samlede kvælstofafstrømning fra det øvre grundvandsmagasin (2-10 m under terræn) er næsten konstant henholdsvis med og uden grøfter. Kvælstof afstrømningen udgør 16,3 t N·år⁻¹ med grøfter, og 16,8 t N·år⁻¹ uden grøfter. Da koncentrationerne af kvælstof i grundvandet ikke vil ændre sig ved en eventuel sløjfning af grøfterne, er gennemstrømningen af vand den betydende faktor for størrelsen af udvaskningen. Og da denne stiger lidt ved sløjfning af grøfterne, vil udvaskningen fra dette magasin tilsvarende stige lidt.

Kvælstofafstrømningen fra det nedre grundvandsmagasin 10 - 100 m, ligger på henholdsvis 0,31 t N·år⁻¹ og 0,35 t N·år⁻¹ henholdsvis med og uden grøfter. Dette bidrag er uden betydning for den samlede kvælstof balance for engarealerne.

Den ovenfor beregnede kvælstofafstrømning repræsenterer sandsynligvis en minimumsværdi, da kvælstofbelastningen til engene hovedsagelig er baseret på oplysninger om NO₃⁻ koncentrationer (som ligger mellem 7,5 og 14,8 mg NO₃-N/l) i grundvand fra drikkevandsboringer. Antages en maksimal kvælstofbelastning af engene på 25 mg NO₃-N/l i tilstrømmende grundvand øges kvælstofafstrømningen til Varde Å/Ho Bugt til 148,4 t N·år⁻¹ under de nuværende forhold og til 42,3 t N·år⁻¹ efter en eventuel naturgenopretning.

Med en maksimal kvælstofbelastning af engene opnås en lidt større effekt af naturgenopretningen. For hele interesseområdet reduceres kvælstofafstrømningen da med 71,5 %, med 80 % reduktion i kvælstofafstrømningen til Varde Å og 42 % reduktion i kvælstofafstrømningen til Ho Bugt. Disse kvælstofreduktioner i engene ved en naturgenopretning er sandsynligvis de højest opnåelige.

Arealkoefficienterne for de 12 deloplande, med den nuværende arealanvendelse, ligger mellem 2,6 og 23,7 kg N·ha⁻¹. Den laveste arealkoefficient er fundet i delopland 1, der afvander hede og plantager, mens de højeste arealkoefficienter er fundet i intensivt dyrkede oplande. For fem oplande er fundet arealkoefficienter der synes for lave, ellers er arealkoefficienterne i overensstemmelse med det forventede.

Efter en eventuel naturgenopretning ligger arealkoefficienterne på 6,7; 6,0 og 9,5 kg N·ha⁻¹ henholdsvis for delopland 3, 4 og 12, pga. stor kvælstofafstrømning fra det øvre grundvandsmagasin, 2-10 m under terræn.. Arealkoefficienterne for de øvrige deloplande ligger mellem 1,6 og 3,6 kg N·ha⁻¹.

7 Referencer

Ambus, P. og Hoffmann, C. C. (1990). Kvælstofomsætning og stofbalance i ånære områder. Miljøstyrelsen, 68 s. NPo-projekt nr. C13.

Blicher-Mathiesen, G. og Hoffmann, C.C. (1999). Denitrification as a sink for N_2O in a freshwater riparian fen. *J. Envir. Quality* 28.

Hansen, S.; Jensen, H.E.; Nielsen, N.E. og Svendsen, H. (1990). DAISY - a soil plant system model. Danish simulation model for transformation and transport of energy and matter in the soil plant atmosphere system. Miljøstyrelsen, 272 s. NPo-projekt nr. A10.

Hoffmann, C.C. (1996) Kvæstoffjernelse på vandløbsnære arealer, *Vand og Jord* nr. 4.

Hoffmann, C.C., Pedersen, M.L., Kronvand, B and Øvrig, L. (1998). River and floodplain restoration: Implications for nitrate and iron transformation. *Aquatic Conservation* 8,1 (in press).

Iversen, H.L. og Græsbøll, P. (1996). Vandkvalitet i kilder og vandløb. I: Windolf, J. (red.): Ferske vandområder - vandløb og kilder. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. Danmarks Miljøundersøgelser. 228 s. Faglig rapport fra DMU nr. 172.

Jensen, A.; Henriksen, K. og Rasmussen M. B. (1985). The distribution and interconversion of ammonium and nitrate in the Skallingen salt marsh (Denmark) and their exchange with adjacent coastal water. *Vegetatio* 62.

Nielsen, K. E.; Ladekarl, U. L. og Nørnberg, P. (1997). Dynamic soil processes on heathland vegetation due to changes in vegetation to oak and sitka. Submitted to *Forest Ecology and Management*.

Paludan, C. (1992). Grundvandstransporten og dens betydning for udveksling af uorganisk kvælstof og kulstof i ugræssede og græssede marskområder. Specialrapport i Botanisk Økologi, Aarhus Universitet.

Rambøll (1996). Naturgenopretning af Varde ådal og Ho Bugt Enge. Hovetema 3, Geologi, terræn, hydrologi & Tekniske anlæg. Rapport til Skov og Naturstyrelsen.

Ribe Amt (1996). Vandløb og kilder. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. 102 s. Ribe Amt.

Varde Landbrugscenter (1996). Forundersøgelsen i engene i Varde ådal og Ho Bugt området.

Kortmateriale

Recipientkvalitetsplanlægning, Administrative forhold, afstrømningsoplande og vandløbenes fysiske form, Ribe Amt, januar 1986.

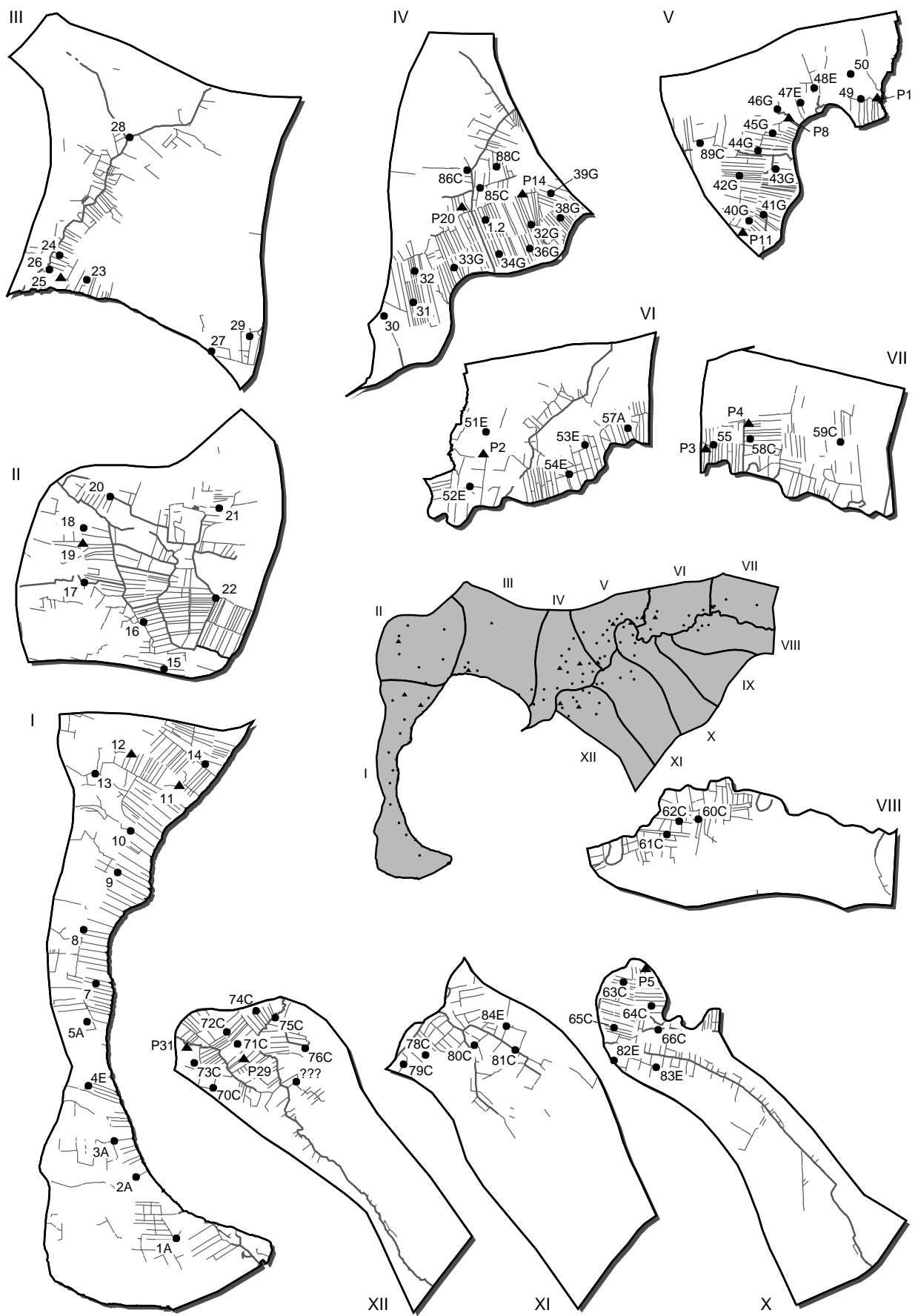
Vandindvindingsplanlægning, Grundvandspotentiale og transmissivitet, Danmarks Geologiske Undersøgelse, juni 1982.

Grundvandspotentialekort nr.: 1113-III-NØ, 1113-III-NV, 1113-IV-SV, 1113-IV-SØ

Bilag

Bilag 1. Kort med lokalitetsnr. for prøvetagning af overfladevand fra grøfter (●) og af grundvand fra piezometerrør (▲).

Bilag 2. Lokalitetsnr. NO_3^- og NH_4^+ koncentrationer og ledningsevne i vand fra grøfter og i grundvand.



Bilag 1. Kort med lokalitetsnr. for prøvetagning af overfladevand fra grøfter (●) og af grundvand fra piezometerrør (▲).

Bilag 2 Lokalitetsnr. NO₃⁻ og NH₄⁺ koncentrationer og ledningsevne i vand fra grøfter og i grundvand

Lokalitet Varde å					
Dato		10-02-97 og 12-02-97		og 07-04-97 (nr.7-28)	
Delopland	prøve nr.	n-nh4 mg/l	n-no3 mg/l	ledn. evne ms/cm	
1	1 A	0.025	0.003		
1	2 A	0.252	3.57		
1	3 A	0.788	0.946		
1	4 E	0.705	0.992		
1	5 A	0.856	0.686		
1		7	1.26	0.006	0.307
1		8	0.7	0.069	0.606
1		9	0.412	0.063	5.15
1		10	0.857	0.042	0.763
		11	0.58	0.4	0.337
		12	0.025	0.757	0.252
1		13	0.086	0.101	3.7
2		14	0.02	0.092	0.339
2		15	0.062	0.013	0.385
2		16	0.011	0.145	0.161
2		17	0.297	0.184	0.236
2		18	0.469	0.265	0.196
2		19	1.121	0.019	0.16
2		20	0.215	0.333	0.205
2		21	0.055	2.16	0.273
2		22	0.188	0.213	6.35
3		23	0.043	0.003	5.33
3		24	0.113	0.002	6.72
3		25	1.218	0.052	5.85
3		26	0.037	0.004	6.6
3		27	0.01	0.003	1.83
3		28	0.195	4	0.441
	29 G		3.49	0.926	2.63
4	30 G		1.011	0.153	3.75
4	31 G		2.14	3.95	2.83
4	32 G		1.77	2.29	1.22
4	33 G		0.745	0.951	
4	34G/35G		0.814	0.512	
4	35 G		1.177	0.818	
4	36 G		0.161	0.951	
4	37 G		0.197	3.14	
4	38 G		0.964	0.552	
4	39 G		0.732	0.456	
5	40 G		1.851	0.231	
5	41 G		0.198	2.43	
5	42 G		0.146	0.842	
5	43 G		0.13	3.49	
5	44 G		0.182	3.62	
5	45 G		0.027	1.9	
5	46 G		0.202	2.94	
5	47 E		0.165	3.84	
5	48 E		0.157	8.15	

Lokalitet Varde å				
Dato		10-02-97 og 12-02-97		og 07-04-97 (nr.7-28)
Delopland	prøve nr.	n-nh4 mg/l	n-no3 mg/l	ledn. evne ms/cm
5	49	0.263	3.3	3.78
5	50	0.287	4.38	0.38
6	51 E	0.172	4.42	0.41
6	52 E	0.226	2.84	0.49
6	53 E	0.237	3.32	0.41
6	54 E	0.298	5.15	0.75
7	55	0.377	0.529	0.25
6	56 A	0.447	2.13	0.25
7	57 A	0.038	3.38	
	58 C	0.175	6.83	
7	59 C	0.16	0.684	
8	60 C	0.326	2.63	0.51
8	61 C	0.045	3.06	
8	62 C	0.223	6.77	
	63 C	0.936	1.46	1
	64 C	0.472	1.69	0.64
	65 C	0.434	2.59	0.83
	66 C	0.029	0.102	
12	70 C	0.486	2.61	0.99
12	71 C	0.451	1.74	2.31
12	72 C	0.207	4.06	2.18
12	73 C	0.42	2.57	3.11
12	74 C	0.575	5.72	2.99
12	75 C	0.196	5.31	1.43
12	76 C	0.15	6.22	1.05
12	77 C	0.153	2.51	
11	78 C	0.13	2.65	1.53
11	79 C	0.414	2.24	
11	80 C	0.367	1.55	1.81
11	81 C	0.107	8.44	0.81
10	82 E	0.15	0.605	
10	83 E	0.559	1.7	
11	84 E	0.268	2.93	
4	85 C	0.128	1.71	
4	86 C	0.117	3.15	
4	87 C	0.651	1.27	
4	87 C	0.071	2.18	
4	88 C	0.173	1.98	2.9
5	89 C	0.282	12.69	0.4
	P "1"	0.239	10.41	
	P "2"	0.03	11.15	
	P "3"	0.035	12.54	
	P "4"	1.73	0.07	
	P "5"	6.17	0.106	

Lokalitet Varde å				
Dato		10-02-97 og 12-02-97		og 07-04-97 (nr.7-28)
Delopland	prøve nr.	n-nh4 mg/l	n-no3 mg/l	ledn. evne ms/cm
	P 8	10.99	0.088	
	P 11	2.51	0.365	
	P 14	>20 *	0.053	
	P 20	2.08	0.165	
	P 29	6.21	0.374	
	P 31	6.01	0.024	
	* stærk	gylle lugt		
	A	Natur/skov		
	C	Ektensiv græsning		
	E	Intensiv græsning		
	G	Grøntpille produktion		
	P	Pejlerør		

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljø- og Energiministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning indenfor natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 46 30 12 00
Fax: 46 30 11 14

Direktion og Sekretariat
Forsknings- og Udviklingssektion
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Havmiljø og Mikrobiologi
Afd. for Miljøkemi
Afd. for Systemanalyse

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejsøvej 25
Postboks 413
8600 Silkeborg
Tlf.: 89 20 14 00
Fax: 89 20 14 14

Afd. for Sø- og Fjordøkologi
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Vandløbsøkologi

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 12, Kalø
8410 Rønde
Tlf.: 89 20 17 00
Fax: 89 20 15 14

Afd. for Landskabsøkologi
Afd. for Kystzoneøkologi

Danmarks Miljøundersøgelser
Tagensvej 135, 4
2200 København N
Tlf.: 35 82 14 15
Fax: 35 82 14 20

Afd. for Arktisk Miljø

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, temarapporter, samt årsberetninger. Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web. I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer.