

MILJØCENTER RIBE

MILJØMINISTERIET

Fase 3 - Nitrattransport

Oplandsmodel for landovervågningsop- land 6

Delrapport, 13. juli 2010

MILJØCENTER RIBE

MILJØMINISTERIET

Nitrattransport

Oplandsmodel for landovervågningsop- land 6

Delrapport, 13. juli 2010

Revision : version 1
Revisionsdato : 13-07-2010
Sagsnr. : 101691-0001
Projektleder : ULA
Udarbejdet af : THW/OLJE
Godkendt af : ULA

Indholdsfortegnelse

1	Indledning	4
2	Beskrivelse af området	5
2.1	Geologi	6
3	Evaluering af CFC datering	7
4	Bestemmelse af reduktionsfronten i LOOP 6 oplandet	9
4.1.1	<i>Metode til fastlæggelse af nitratreduktionsfronten</i>	9
4.1.2	<i>Diskussion af en stokastisk tilgang til nitratfronten</i>	10
	<i>Følsomhedsanalyse af nitratfronten</i>	11
	<i>Vurdering af sub-skala usikkerhed</i>	12
4.1.3	<i>Kvantificering af nitratreduktionen ud fra partikelbaneberegninger</i>	12
4.2	Databehandling	13
4.2.1	<i>Fremgangsmåde til bestemmelse af reduktionsfronts placering</i>	13
4.2.2	<i>Bestemmelse af nitratreduktionsfronten ud fra PC-Jupiter boringer</i>	13
4.2.3	<i>Analyse af dybde til farveskift</i>	15
4.2.4	<i>Interpolation</i>	17
4.3	Partikelbaneberegninger	19
4.3.1	<i>Usikkerhedsvurdering</i>	20
4.3.2	<i>Interpolerede flader og Nitrat transport</i>	22
4.3.3	<i>Nitrat og gradient</i>	25
5	Nitratmodel	27
5.1	Opsætning	27
5.1.1	<i>Nitratfjernelse i grundvand</i>	27
5.1.2	<i>Nitratfjernelse i vandløb</i>	28
5.2	Diskretisering	28
5.3	Resultater	29
5.3.1	<i>Nitrat transport uden omsætning</i>	30
5.3.2	<i>Advektiv og dispersiv transport af nitrat med omsætning</i>	32
5.4	Diskussion	37
5.4.1	<i>Sammenligning af stoftransport og Partikelbaneberegninger</i>	38
5.4.2	<i>Sensitivitetsanalyse</i>	40

	5.4.3 Diskretisering.....	44
6	Referencer.....	45

Bilagliste

Bilag 1 CFC datering

1 Indledning

Denne rapport er en delrapport i opgaven "oplandsmodel for overvågningsopland nr. 6", og beskriver opstilling af nitratmodellen til beskrivelsen af nitrattransporten og omsætningen i oplandet.

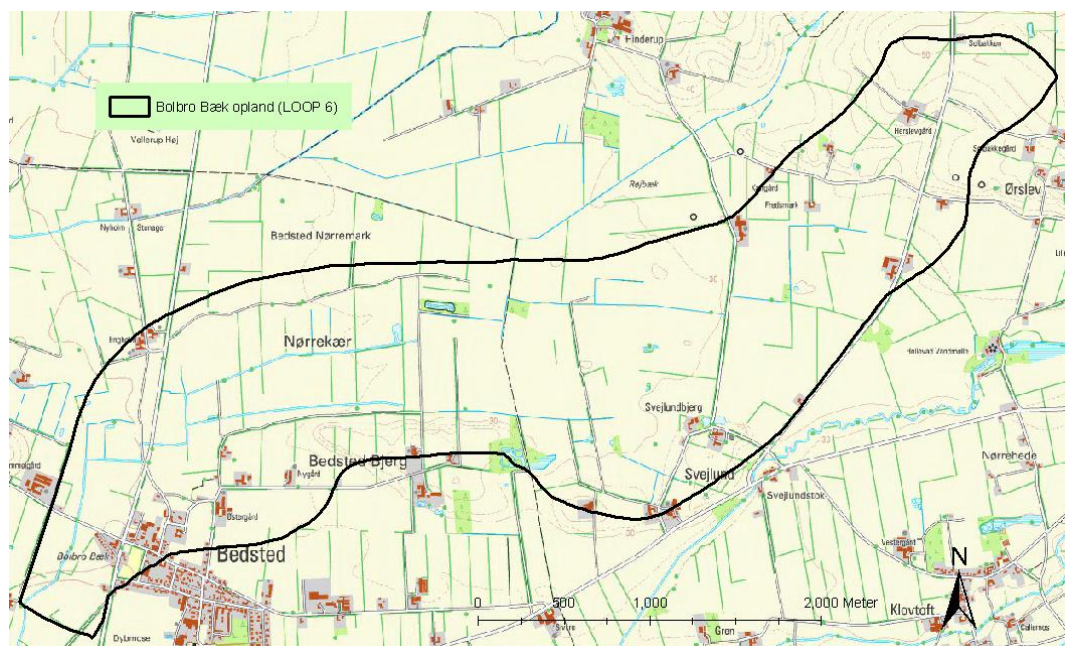
Hovedformålet med opgaven er at forbedre den nuværende viden og beskrivelse af vandkredsløbet samt transport og omsætning af nitrat i et landbrugsdomineret opland. Resultaterne skal efterfølgende danne grundlag for et værktøj, der kan belyse effekterne af en ændret landbrugspraksis og arealanvendelse på udvaskningen af kvælstof fra rodzonen og kvælstofafstrømningen til vandløbet.

Beskrivelsen af vandkredsløbet samt transport og omsætning af nitrat skal foretages ved opsætning og brug af en dynamisk, procesbaseret og arealdistribueret op-landsmodel til beskrivelse af vand- og kvælstoftransport i den mættede zone for Landovervågningsopland nr. 6 (LOOP 6) – oplandet til vandløbet Bolbro Bæk. Den opstillede model for LOOP 6 skal bl.a. kunne:

- beregne transporten af vand i mættet zone, dræn, på overfladen, i vandløb og udvekslingen mellem grundvand og vandløb
- beregne transport og omsætning af nitrat fra det vaskes ud fra rodzonen til det løber ud i vandløbene
- beskrive de strømnings-, transport- og nedbrydningsmæssige ændringer af forskellige tiltag i oplandet, f.eks. braklægning, omlægning af arealanvendelsen, ændret landbrugspraksis, afskæring af dræn og udvikling af vådområder
- modellering af forsinkelsen (eller transporttiden) skal belyse, hvornår en effekt af ændret kvælstofudvaskning slår igennem i kvælstoftransporten i vandløb i forskellige landskabstyper.

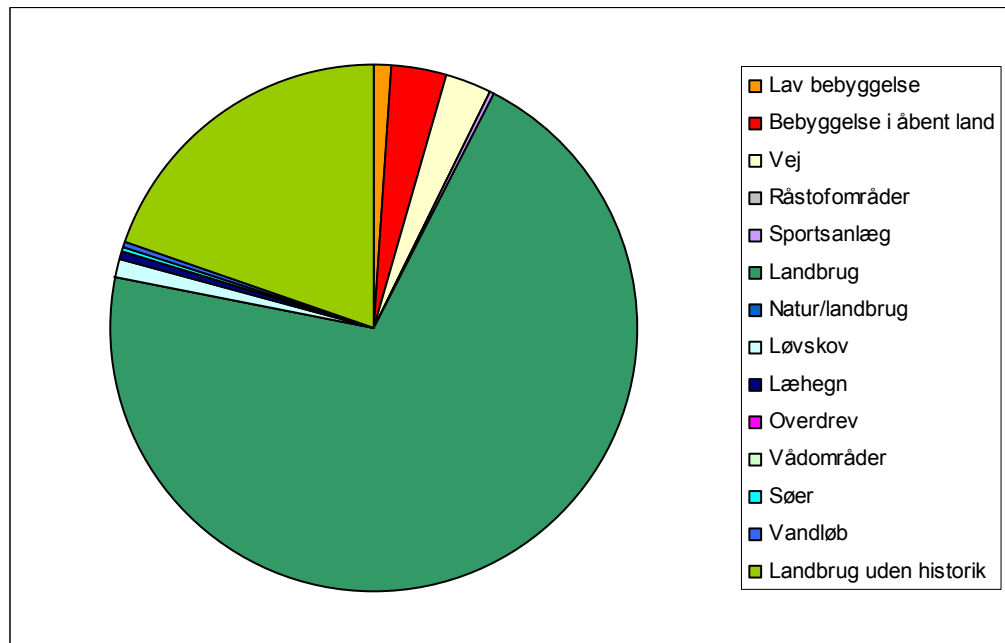
2 Beskrivelse af området

Oplandet til vandløbet Bolbro Bæk er en del af Vandmiljøplanens Landovervågningsprogram, der har til formål at undersøge landbrugets gødnings- og pesticid anvendelse samt tab af disse stoffer til vandmiljøet. Oplandet er et af 5 oplande, hvor der foretages målinger af vand- og næringstransport i samtlige dele af vandkredsløbet. De enkelte oplande er udvalgt således at de repræsenterer landsgennemsnittet bedst muligt med hensyn til jordbund, klima og landbrugspraksis. Oplandet til Bolbro Bæk, kaldet LOOP 6, se Figur 2.1, udgør 820 ha. hvor den dominerende jordtype er grovsandet jord (67 % af arealet).



Figur 2.1 LOOP 6 området. ©KMS.

Arealanvendelsen i LOOP 6 er domineret af landbrug, som udgør 94 % af oplandet, hvor de resterende arealer udnyttes til bebyggelse, skov, vej, vådområder og andet natur. I Figur 2 ses fordelingen af arealanvendelsen i LOOP6 oplandet. For hver type af arealanvendelse og jordtype er der beregnet vandbalance og kvælstofudvaskning med Daisy-modellen. I beregningerne indgår oplysninger fra landmændene om gødningsforbrug, afgrøder og jordbearbejdning. Landbrug uden historik i Figur 2 er landbrug, hvor oplysningerne ikke foreligger for alle år.



Figur 2. Fordeling af arealanvendelse i LOOP6 svarende til DMU's opsætning af Daisy-søjler.

Det gennemsnitlige forbrug af handelsgødning og husdyrgødning for landbrugsarealet i oplandet er henholdsvis 98,5 og 120,5 kg N/ha. Kvælstofudvaskningen fra landbrugsarealer varierer mellem 12 og 78 kg N/ha alt efter jordtype og brug. Kvælstofudvaskningen fra bebyggede arealer er 23 kg N/ha og fra øvrige arealer 4-5 kg N/ha.

2.1 Geologi

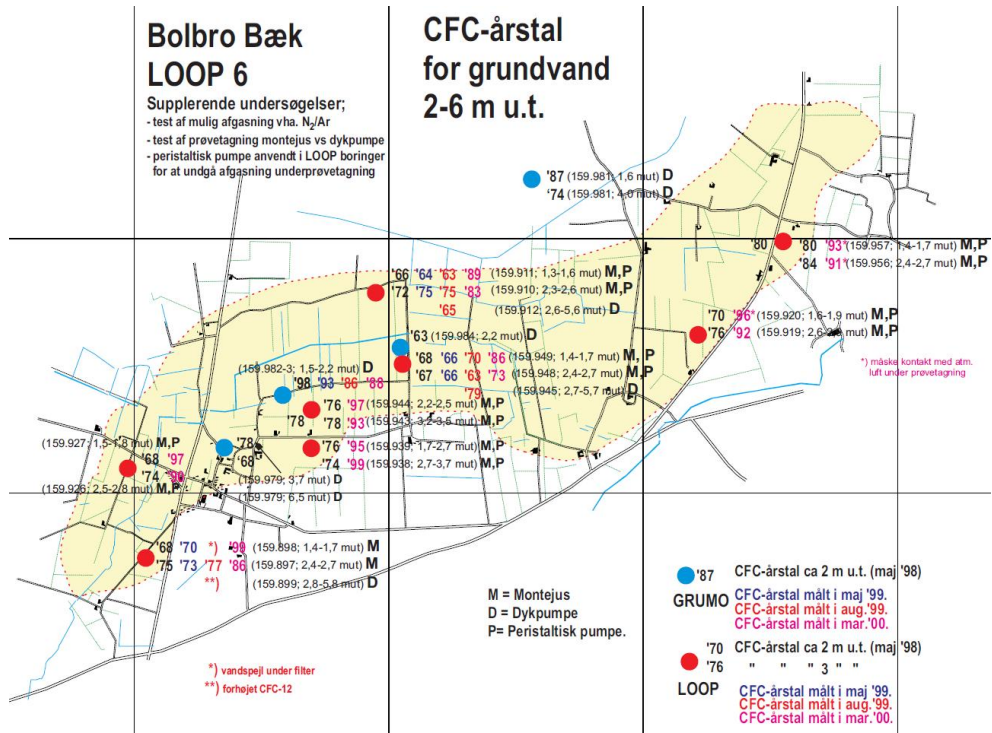
Der er opstillet en geologisk model for projektområdet. For en detaljeret gennemgang af de geologiske forhold i området henvises der derfor til den udarbejdede rapport, se /8/.

Overordnet set er størstedelen af kortlægningsområdet beliggende på en flad hedeslette, der falder mod syd og vest. På hedesletten ses enkelte bakkedrag. I det nordøstlige hjørne af kortlægningsområdet ses et bakkeparti, der er gennemskåret af enkelte erosionsdale. Området udgøres primært af en smeltevandsslette (Tinglev Hedeslette) som er aflejret af NØ-isen fra hovedfremstødet i sidste istid, Weichsel. Bakkerne i det nordøstlige hjørne af kortlægningsområdet repræsenterer en større bakkeø fra forrige istid Saale og omtalt som Toftlund Bakkeø af Per Smed. De mindre bakker, der rager op på hedesletten er bakkeøer og er af Saale alder. Bakkerne står tilbage som erosionsrester fra det oprindelige morænelandskab

fra Saale istiden.

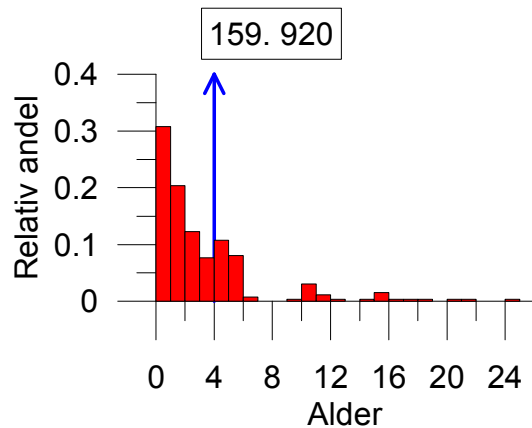
3 Evaluering af CFC datering

Der er foretaget datering af grundvandet i grundvandsrederne i LOOP 6 oplandet. Beskrivelse af dateringsmetoden er beskrevet i /4/.



Figur 3: CFC Alder i LOOP 6. Fra /4/.

Den kalibrerede model er benyttet til at eftervise CFC dateringen. Dette er foretaget ved brug af partikelbane modulet i MIKE SHE. På denne måde kan det eftervises om strømningstiderne i den opstillede model er sammenlignelige med CFC dateringen. Partikler er udledt i modellen i den mættede zone umiddelbart under drænybde. Ved grundvandsrederne er der indlagt en lille indvinding ($1 \text{ m}^3/\text{år}$). Når partikler passerer en modelcelle med en grundvandsrede, er partiklerne markeret. Herefter er der opstillet et histogram over alderen af markerede partikler for hver boring. Alderen er herefter sammenlignet med CFC alderen.



Figur 4: CFC Alder i LOOP 6. Fra /4/.

Figur 4 viser fordelingen af partikler i boring DGU nr. 159.920. I denne boring har man i år 2000 målt en CFC datering til 1996, svarende til en alder på 4 år. Partikelfordelingen af partikelaldrer viser at en stor del af partiklerne har en alder under 6 år. Desuden har ca. 10 % af partiklerne en alder mellem 10 og 16 år.

Partikelaldrer for boring DGU nr. 159.910 og 159.911 kunne ikke foretages idet vandspejlet i modellen her er under filteret.

Bilag 1 viser samtlige grundvandsreder. Modellen viser aldrer som generelt er yngre end den CFC datering man har vist. For borerne DGU 159.897, 159.898, 159.920, 159.927, 159.938 er der god overensstemmelse med partikelalderen og CFC alderen. For de resterende borer er der en tendens til at CFC alderen er højere end partikelalderen.

I partikelbaneberegningerne er der benyttet en porøsitet på 20 % i øvre magasin (samt andre sandlag). Porøsiteten er vigtig i forhold til partikelalderen. En øvre porøsitetsgrænse på ca. 30 % kan være mulig, hvilket forøger partikelalderen med 50 %. Desuden er der også en transporttid i den umættede zone der ikke er medtaget i partikelalderen.

Man får ikke alle steder fuld overensstemmelse mellem CFC alderen og partikelalderen. CFC alderen forudsætter at den udtagne vandprøve ikke er blandingsvand. Som man ser på Figur 4 indeholder en modelcelle vand af forskellige aldrer og her ved sker der en opblanding af vand. Ved blandingsvand vil CFC alderen overvurderes, idet der er et ikke lineært sammenhæng mellem CFC koncentration og alder. Dette kan forklare noget af forskellen mellem CFC data og modelresultater. Man bør optimalt set beregne alderen ved hjælp af stoftransport, hvor man beregner en CFC

koncentration, og efterfølgende beregner en alder, frem for at benytte partikelalder.

Fejlen begået ved midling af partikelalder og ikke koncentrationer kan beskrive de forskelle man ser på alderen ved boringerne DGU nr. 159.897, 159.898, 159.919, 159.920, 195.926, 159.927, 159.938 og 159.939. For de resterende boringer er forskellen mellem model og CFC alder større og her må forklaringen findes andet sted.

Udover ovenstående forklaringer på hvorfor modellen ikke rammer CFC alderen, skal man være opmærksom på at alderen af vandet er meget lav - modellen siger at alderen er under 4 år i store dele af det øvre magasin. Man kan forestille sig at CFC, som hydrofob stof kan binde sig til det organiske materiale i den øvre del af magasinet og herved vil der foregå en forsinkelse og udligning af CFC koncentrationen. CFC kan muligvis også nedbrydes i magasinet, eller følge foretrukne strømretninger umættet zone og derved spredes heterogent.

4 Bestemmelse af reduktionsfronten i LOOP 6 oplandet

Nitratreduktionsfronten er defineret som den grænse, der adskiller nitratholdigt vand fra nitratfrit vand. I forhold til den totale reduktion af nitrat i et opland, vil den reduktion, der foregår omkring nitratreduktionsfronten typisk være den dominerende proces. Nitratfrontens placering antages at være identisk med overgangen fra oxiderede/aerobe forhold til anaerobe forhold.

4.1.1 Metode til fastlæggelse af nitratreduktionsfronten

Studier af nitratfronten (farveskift) i sedimenter fra Fyn viser, at der selv på meget lille skala er stor variation i dybden til fronten, se /1/ og /2/. Dette skyldes bl.a. at små variationer i de hydrauliske forhold har meget stor betydning for infiltrationen, således vil små områder med lidt højere hydraulisk ledningsevne bevirke, at fronten ligger meget dybere. Dette kan observeres i en skala på meter størrelsen, og desuden vil placeringen af reduktionsfronten være afhængig af bl.a. lagdeling, sætning eller områder, hvor lidt grovere sedimenter eller sandlinser er til stede. Undersøgelsen er udarbejdet på leret moræne.

I LOOP 6 projektet opstilles en integreret strømnings- og nitratmodel med en horisontal opløsning på 50 x 50 meter. På denne skala kan en samlet dybde til nitratfronten ikke beskrives entydigt. De benyttede parametre i den numeriske model repræsenterer alle en middelværdi indenfor den givne horisontale opløsning. Dette medfører at placeringen af nitratfronten, i forhold til den opstillede model, udeluk-

kende udtrykker et middelforhold i nitratreduktionen. Dvs. at modellen ikke kan repræsentere sub-skala effekter, men udelukkende middelforhold indenfor den givne horisontale opløsning. På trods af dette skal det dog vurderes, hvorledes den geologiske heterogenitet og effekter på sub-skala påvirker den beskrivelse, som modellen kan håndtere. Da det er interessant at vurdere hvorledes denne usikkerhed påvirker udvaskningen af nitrat til vandløbene, er der efterfølgende foretaget en følsomhedsanalyse med udgangspunkt i placeringen af reduktionsfronten.

Placeringen af nitratreduktionsfronten i modellen repræsenterer et middelniveau for fronten med den benyttede modelcellestørrelse. Der kan være signifikant variation i dybden til reduktionsfronten indenfor en modelcelle.

4.1.2 Diskussion af en stokastisk tilgang til nitratfronten

Reduktionsfronten kan alternativt fastlægges stokastisk, som det er gjort ved modelleringen af Loop 2 /2/. Den stokastiske metode anvender en vurdering af variationen på sub-skala niveau, som benyttes til at tildele reduktionsfronten i hver modelcelle en "tilfældig" funktion, som herved betyder at fronten ligger højere eller lavere end den udglattede kurve fundet ved den indledende analyse. Herved kan andelen af nitratholdigt vand som går under fronten, ændres markant. Der er i litteraturen eksempler på at reduktionsfronten kan have en fluktuation på 4-5 meter inden for en meget kort afstand i samme størrelsesorden. Grænsen er primært afhængig af makroporer og sprækker i morænen. Denne skala er meget mindre end den benyttede opløsning i Loop 6 modellen (50 x 50 meter).

Det vurderes, at benyttelsen af en stokastisk tilgang til placeringen af reduktionsfronten kan være nyttig ved f.eks. en følsomhedsanalyse af reduktionsfrontens placering. Ved denne analyse vil man kunne vurdere hvilken betydning usikkerheden på placeringen af reduktionsfronten har på udvaskningen af nitrat. Ved selve modelopstillingen vil et stokastisk koncept bryde med det modelmæssige koncept om homogenitet indenfor minimum en modelcelle. Alle de benyttede parametre i den numeriske model repræsenterer som sådan en middelværdi indenfor den benyttede opløsning, og en stokastisk tilgang til placeringen af reduktionsfronten vurderes derfor ikke at være i overensstemmelse med de øvrige antagelser ved opstillingen af modelkomplekset. Denne vurdering svarer til fremgangsmåden for LOOP 1 /3/.

Følsomhedsanalyse af nitratfronten

I den opstillede model defineres reduktionsfronten som en kontinuert flade. Denne flade repræsenterer en effektiv nitratfront, eller den placering der er opnået ud fra den tilgængelige information, samt ved en vurdering af den effektive omsætning i grundvandszonen.

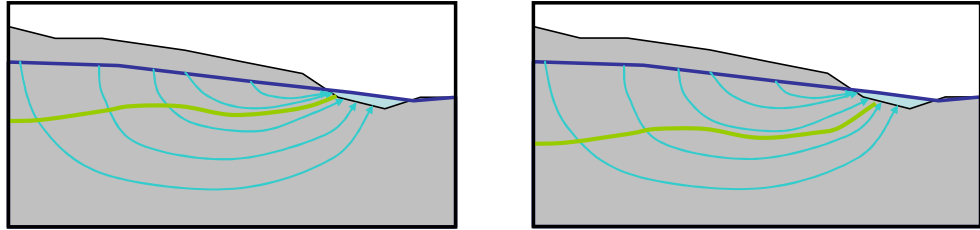
I naturen vil der være store variationer på sub-skala niveau, som ikke er beskrevet med den benyttede reduktionsfront. For at vurdere denne usikkerhed eller variation foretages en følsomhedsanalyse mht. placeringen af reduktionsfronten. Dybden til reduktionsfronten varieres og vha. en simpel tilgang til nitrattransport, vurderes omsætningen af nitrat i forhold til dybden til reduktionsfronten. Herved undgås det at benytte en stokastisk tilgang til nitratfrontens placering, og samtidig opnås en vurdering af den effektive dybde til nitratfronten på oplandsskala.

Ud fra en vurdering af variationen på sub-skala niveau i Loop 6 justeres den estimerede reduktionsfront op eller ned, og en vurdering af følsomheden af transporten af nitrat til vandløbet udarbejdes.

Proceduren for følsomhedsanalysen er:

- Nitratreduktionsfronten justeres i forhold til den vurderede sub-skala usikkerhed. Der foretages en række justeringer inden for den vurderede usikkerhed.
- For hver placering af reduktionsfronten foretages der en partikelbanesimulering.
- På baggrund af partikelbaneberegningerne kan den samlede nitratbelastning til vandløbene estimeres, og dermed også reduktionen af nitrat i området.

Figur 1 viser på en simpel måde, hvorved nitratfrontens placering kan have betydning for udvaskningen af nitrat. Figurerne viser grundvandsspejlet (blå), strømmlinier (lyseblå) og nitratfronten (grøn). På figuren til venstre ses tre strømmlinier krydse nitratfronten, mens to strømmlinier når til vandløbet uden at krydse nitratfronten. På figuren til højre ligger nitratfronten dybere. I dette system er strømmingen uændret, men tre strømmlinier ligger over nitratfronten. Da nitratreduktionen sker under nitratfronten, og det antages at nitratomsætningen er hurtig i forhold til opholdstiden i grundvandet, vil transporten af nitrat til vandløbet på figuren til højre være højere.



Figur 1: Eksempel på placering af reduktionsfront

Vurdering af sub-skala usikkerhed

Ideelt set bør der foretages en vurdering af sub-skala usikkerheden, som efterfølgende kan benyttes i følsomhedsanalysen. Med sub-skala usikkerhed menes, at der er helt lokale variationer i geologien og dermed også i reduktionsfrontens placering, som de benyttede informationer ikke kan beskrive. Det medfører, at placeringen af reduktionsfronten på den helt lokale skala vil have en større variation, end den vi kan beskrive på den skala, som modellen opererer med (50 x 50 meter). I forbindelse med følsomhedsanalysen justeres den etablerede reduktionsfront i forhold til usikkerheden. Derefter foretages partikelbaneberegninger, således at følsomheden i forhold til den samlede nitratbelastning i vandløbssystemet kan vurderes. Det har på baggrund af de tilgængelige data ikke været muligt at foretage en vurdering af sub-skala usikkerheden ud fra en tilstrækkelig troværdig metode. Det er derfor valgt at justere reduktionsfronten ud fra dybden til terræn. Dette foretages ved at frontens placering i forhold til dybden fra terræn justeres. Dette er en simpel fremgangsmåde, men det forventes at resultaterne fra modelberegningerne (partikelbaneberegninger) sammenholdt med de observerede nitrat koncentrationer i vandløbene, kan bidrage til at fastslå en sandsynlig placering af reduktionsfronten.

Analysen kan benyttes til at vurdere effekten (sensitiviteten) af dybden til nitratreduktionsfronten. Når man har fundet den optimale dybde, kan denne kontrolleres med feltmålinger og sammenholdes med en vurdering af variationen i placeringen fra andre studier, se f.eks. /1/, /2/ og /3/.

Den placering af reduktionsfronten der medfører den bedste overensstemmelse med de observerede værdier benyttes herefter til den opstillede nitratmodel.

4.1.3 Kvantificering af nitratreduktionen ud fra partikelbaneberegninger

Kvantificeringen af følsomheden på placeringen af reduktionsfronten foretages ud fra partikelbaneberegninger.

Ved at placere partikler i de grundvandsdannende områder i det øverste beregningslag, kan man beregne strømningen til vandløbene/drænområderne. Partikel-tætheden er lineært knyttet til nitratfluxen fra DAISY beregningerne. Herved kan en partikel repræsentere en specifik nitratmasse. Når beregningen med partikler er udarbejdet, kan man tælle antallet af partikler, som når vandløbet, og samtidig tælle antallet af partikler, som når under nitratgrænsen (partikelbanemoduler indeholder en funktion, hvor partikler, der strømmer igennem en specificeret flade, registreres). Da man kender vandføringen i vandløbet, og størstedelen af nitratreduktionen foregår i den mættede zone, er det muligt at sammenligne med målt nitratbelastning af vandløbet. Ved at foretage en af de to ovenfor beskrevne analyser kan effekten af placeringen af reduktionsfronten vurderes, og man kan dermed lave et estimat for nitratfrontens middelpacering i relation til nitratreduktion.

Partiklerne placeres under MIKE SHE modellens drænniveau. Dvs. at partikler repræsenterer grundvandsdannelse, der ikke indbefatter dræning med mindre dræningene er placeret i celler med en opadrettet grundvandsstrømningsretning.

4.2 Databehandling

4.2.1 Fremgangsmåde til bestemmelse af reduktionsfronts placering

I forhold til LOOP 6 oplandet er følgende data tilgængelige:

- PC Jupiter borerer med lithologi og farveskift
- LOOP overvågningsboringerne. Boringerne indeholder vandanalyser i 1,5, 3 og 5 meters dybde (dog ingen information mht. lithologi eller farveskift).
- Geologisk / hydrostratigrafisk model
- Jordartskort.
- Nitratudvaskning fra rodzonen (DAISY beregninger).
- Grundvandsstrømning i den mættede zone (bestemmes ud fra den opstillede strømningsmodel)

4.2.2 Bestemmelse af nitratreduktionsfronten ud fra PC-Jupiter borerer

Placeringen af reduktionsfronten ud fra de tilgængelige PC-Jupiter borerer er foretaget ved en simpel sammenligning af farveskift i jordprøver, da jordens farve kan give oplysninger om iltindholdet i jordlagene. Således er f.eks. gule, gulbrune, brune og gråbrune farver tegn på iltede (aerobe) eller nitratfølsomme jordlag, mens grå, brungrå eller sort tyder på reducerede (anerobe) og nitratfrie forhold i jord (Ernstsen et al. 2001).

Inden for oplandet til LOOP 6 er nitratreduktionsfronten bestemt for de boringer, som indeholder oplysninger om redoxforhold udtrykt ved sedimentfarven. Dette er gjort ved at undersøge informationerne i PC-Jupiter databasen

I PC-Jupiter tabellen er der primært oplysninger om sedimentfarven i "COLOR" søjlen. I de tilfælde hvor der ikke har været informationer i denne søjle er oplysningerne fra "DRILLCOLOR" og "TOTALDESCR" søjlerne benyttet, i den nævnte prioriterede rækkefølge. Søjlen kaldet "TOTALDESCR" er et kommentar felt og kan indeholde mange oplysninger om den enkelte boring. I denne undersøgelse er det kun farvebeskrivelserne fra dette felt, som er benyttet. Følgende sedimentfarver er benyttet i undersøgelsen:

Aerob: Gul (gu), grågul (gågu), mørkgrågul (mgågu), lysgrågul (lgågu), olivenbrun (ol-bu), lys olivenbrun (lolbu), mørk olivenbrun (molbu), gulbrun (gubu), lysgulbrun (lgu-bu), mørk gulbrun (mgubu), brun (bu), mørkbrun (mbu), lys brun (lbu), rød (rø), mørk rød (mrø), lys rød (lrø), rødbrun (røbu), mørk rødbrun (mrøbu), lys rødbrun (lrøbu), gråbrun (gåbu), mørk gråbrun (mgåbu), lys gråbrun (lgåbu), sortbrun (sobu), lys sort-brun (lsobu) og mørksortbrun (msobu).

Anerob (reduceret): Grå (gå), lys grå (lgå), mørk grå (mgå), brungrå (bugå), ly brungrå (lbugå), mørk brungrå (mbugå), sort (so), brunsort (buso), oliven (ol), lys oliven (lol), mørk oliven (mol), grøn (gø), lys grøn (lgø), mørkgrøn (mgø), grågrøn (gågø), lys grå-grøn (lgågø), mørk grågrøn (mgågø), blå (bå), olivengrå (olgå), mørk olivengrå (molgå), lys olivengrå (lolgå), mørk blå (mbå) og lys blå (lbå).

Redoxgrænsen er udtrukket ved at udvikle et program, som gennemgår alle boringerne i en valgt PC-Jupiter database, og derfra udtrækker information om redox forholdene fra den enkelte boring. Følgende kriterier er benyttet:

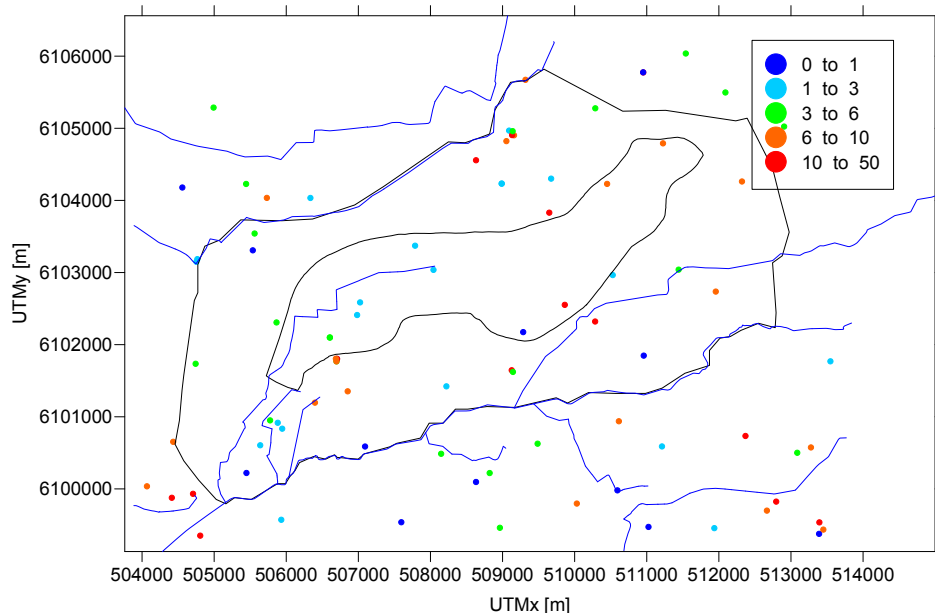
1. Et reduceret lag er defineret som et lag med en sedimentfarve fra den anerober gruppe (se ovennævnte liste).
2. Redoxgrænsen skal være mellem 0,1 og 60 meter under terræn. Alle reducerede lag udenfor dette interval er ikke medtaget.
3. Farvekoderne udtrækkes fra felterne "COLOR", "DRILLCOLOR" og "TOTALDESCR", i nævnte rækkefølge. Dvs. at hvis "COLOR" feltet ikke indeholder nogen information undersøges "DRILLCOLOR" feltet, og til sidst "TOTALDESCR" feltet.

Hvis der er flere reducerede lag i en boring benyttes det øverste lag i den endelige bestemmelse af nitratreduktionsgrænsen.

4.2.3 Analyse af dybde til farveskift

Ved duplikater inden for hver boring (dvs. at der optræder flere horisonter til farve, som indikerer reduceret lag) er mindste dybde benyttet. Desuden er der foretaget en udtynding af data, således at tætliggende boringer er den boring med laveste dybde til redoxovergang benyttet. Til sidst er data med en dybde til redoxgrænse over 10 m ekskluderet fra data. Denne udtynding skyldes at disse farveskifte er mere relateret til overgangen mellem bunden af magasinet til ler frem for et farveskifte i selve magasinet. Udtynding af data giver færre data til variogramanalysen og en mulig underestimering af den interpolerede dybde til redoxgrænsen. I den endelige advective beregning benyttes en fast dybde (se senere).

Figur 2 viser kort over boringer, hvor redoxgrænsen er identificeret i LOOP 6 oplandet. På figuren er angivet større vandløb (AIS orden $<> 0$). Områder der er drænet (LOOP 6 områdets nordøstlige del samt Bedsted bjerg) burde fremstå med mindre dybde til redoxgrænsen. Kortet viser at dybden til farveskift virker mere eller mindre tilfældig og uafhængig af afstand til vandløb og nabo målinger.

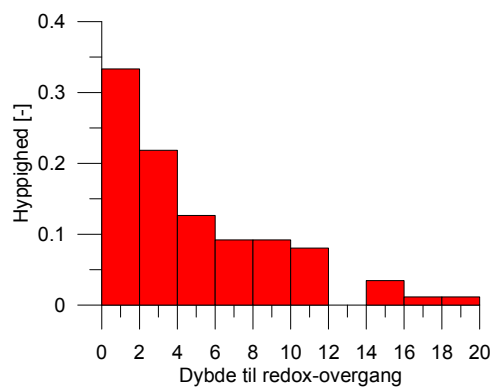


Figur 2: Kort over dybde [m] til redoxgrænsen i LOOP 6 området.

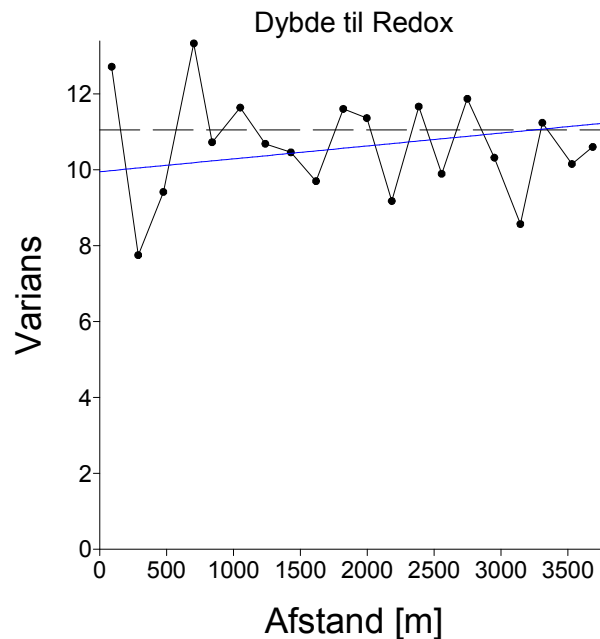
Figur 3 viser fordelingen af dybde til første redoxovergang. Det ses at dybden er eksponentielt faldende med godt halvdelen under 4 meter og ca. 80 % af data har en dybde til redoxgrænsen under 10 m. der er få boringer med en overgang over 20 meter og de er ikke vist på figuren. Boringer med dyb redoxovergangen repræsenterer en lithologisk overgang fra øvre sand til ler frem for en redoxovergang i det øvre magasin, og disse boringer er derfor frasorteret.

Figur 4 viser et variogram over dybden til redox grænsen. Der er ingen korrelation. Dette betyder at dybden til nitratfronten et bestemt sted ikke kan forudsiges.

Den eksponentielt aftagende fordeling samt manglen på korrelation af data tyder på at farveskiftet er tilfældigt.



Figur 3: Histogram over dybden til første redox-overgang i Jupiter boringer under 20 meter.



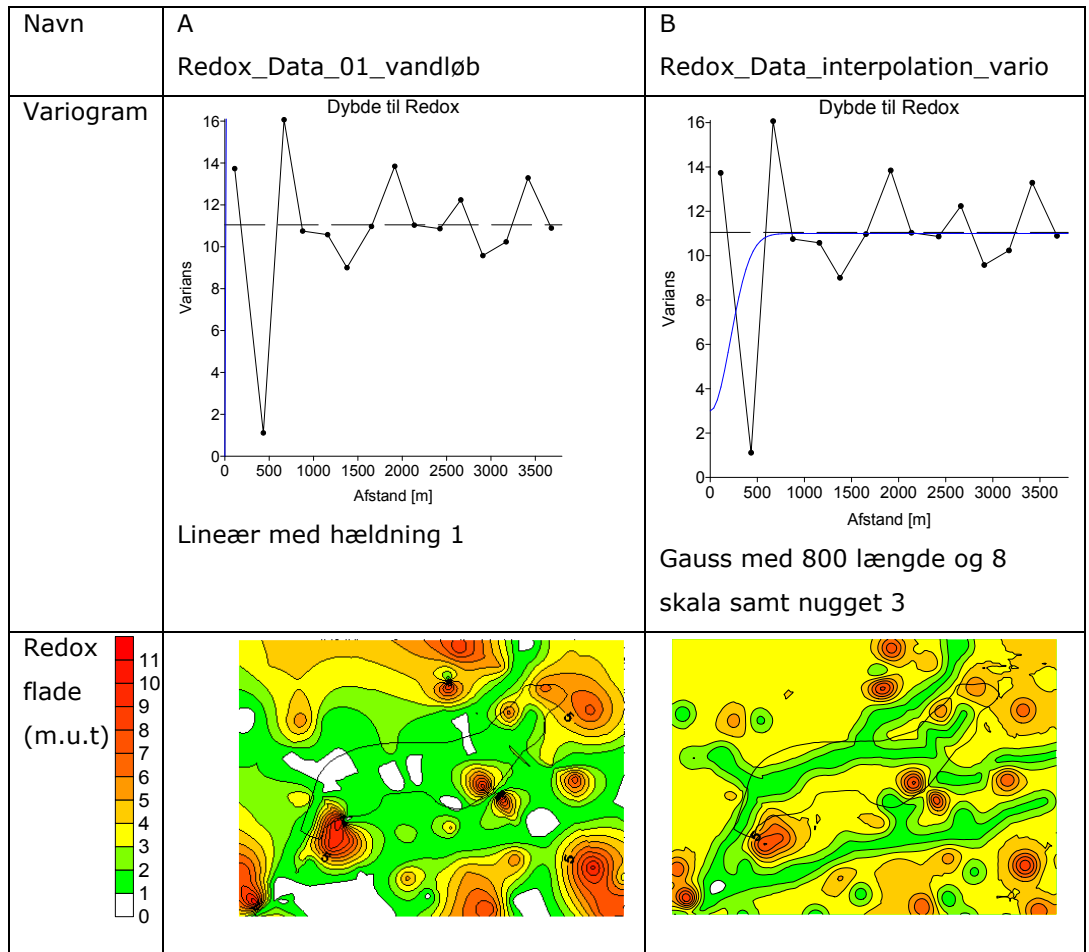
Figur 4: Variogram over dybde til redoxgrænsen.

4.2.4 Interpolation

Interpolationen af nitratreduktionsfronten er foretaget på data vha. kriging med tilhørende variogram.

Vandløb fungerer som dræn og her antages det at der forekommer en opadrettet strømning. Dybden til redoxfronten er ved vandløb sat til ca. drændybden, 1 meter og benyttet som randbetingelse i interpolationen.

Figur 5 viser en interpoleret flade. Hvis man benytter ren nugget effekt til krigingen vil man få en udglattet flade omkring 4 m under terræn, svarende til middeldybden. Figur 5 venstre viser en interpolation med en lineært variogram med en lag afstand på 1 meter (A), mens der i Figur 5 højre er benyttet en mere udglattende kriging med nogen nuggeteffekt. Begge metoder har inkluderet dræning til vandløb. Områder med stor dybde til redoxfronten fremstår mere isolerede med metode A, mens disse får en mere udjævnet forløb med metode B.



Figur 5: Dybde til redoxgrænsen ved forskellig variogrammer

Der er ingen direkte korrelation med dybden til redoxgrænsen (jf. Figur 4), og der ses heller ingen sammenhæng mellem afstanden til drænende vandløb og dybden til redoxovergangen. Punkter med en dybde over 6 meter til redoxfarveskift ser ud til være tilfældigt fordelt.

Årsagen til dette kan skyldes hydrologiske forhold, hvor mere permeable områder bevirker at overgangen ligger dybere - Dybden til redoxovergangen er herved mere eller mindre stokastisk.

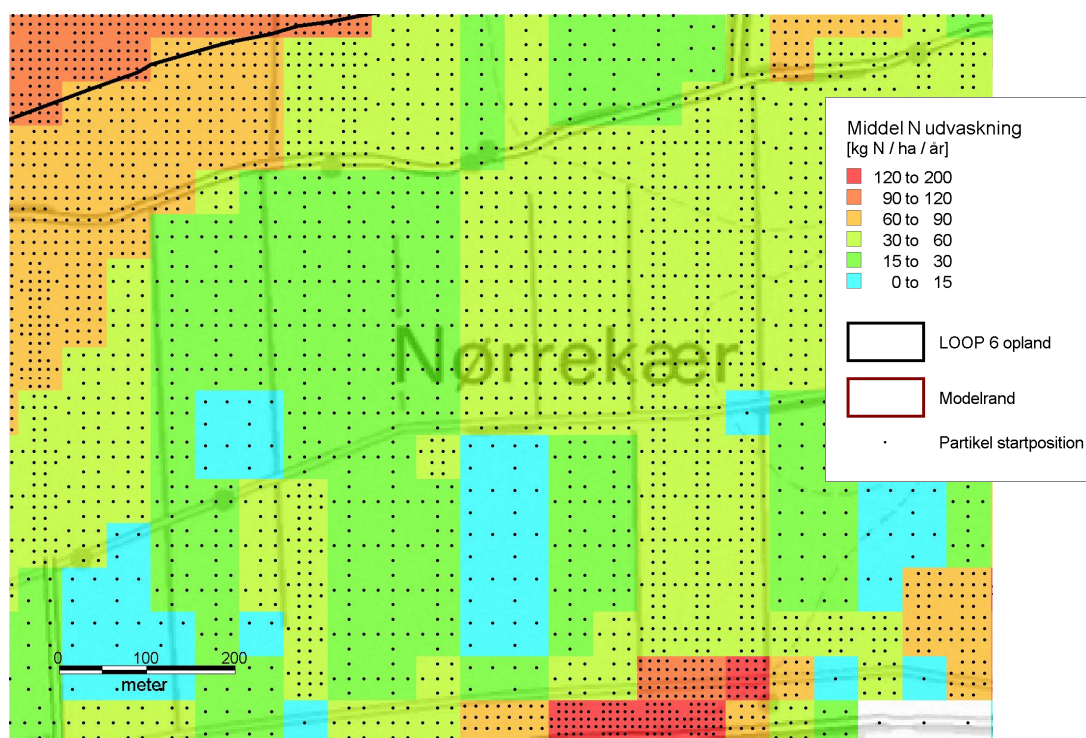
En anden årsag til fordelingen kan også skyldes at databehandlingsmetoden med data fra JUPITER skal være mere restriktiv og data fra mindre velbeskrevne boringer skal fravælges, idet der er en stor mængde data, som er fejlbehæftede. Det er dog ikke muligt at vurdere, hvilke boringer der er fejlbehæftede, og metoden kan derfor kun give en grov vurdering af dybden til redoxfronten i området. Fordelingen

af data viser at dybden til farveskift er mere eller mindre tilfældig fordelt med en eksponentielt faldende fordeling og at der ikke umiddelbart er en rumlig fordeling herpå.

4.3 Partikelbaneberegninger

Partikelbanemodulet i MIKE SHE er benyttet til at vurdere følsomheden på reduktionsfronten. Tætheden af partikler er sat som værende en funktion af middel nitratudvaskningen fra DAISY fra 1989-2007.

En partikel svarer til 5 kg N / ha / år, hvilket giver et passende antal partikler. Da hver modelcelle er 50 m x 50 m svarer 1 partikel til 1.25 kg N/ år. Der er i alt 161.286 partikler i hele modellen hvoraf 37.525 partikler har en startposition inden for LOOP oplandet. Et større antal partikler er uhensigtsmæssigt i forhold til beregningstiden. Figur 6 viser udsnit af modellen med placering af partikler i de respektive modelceller.

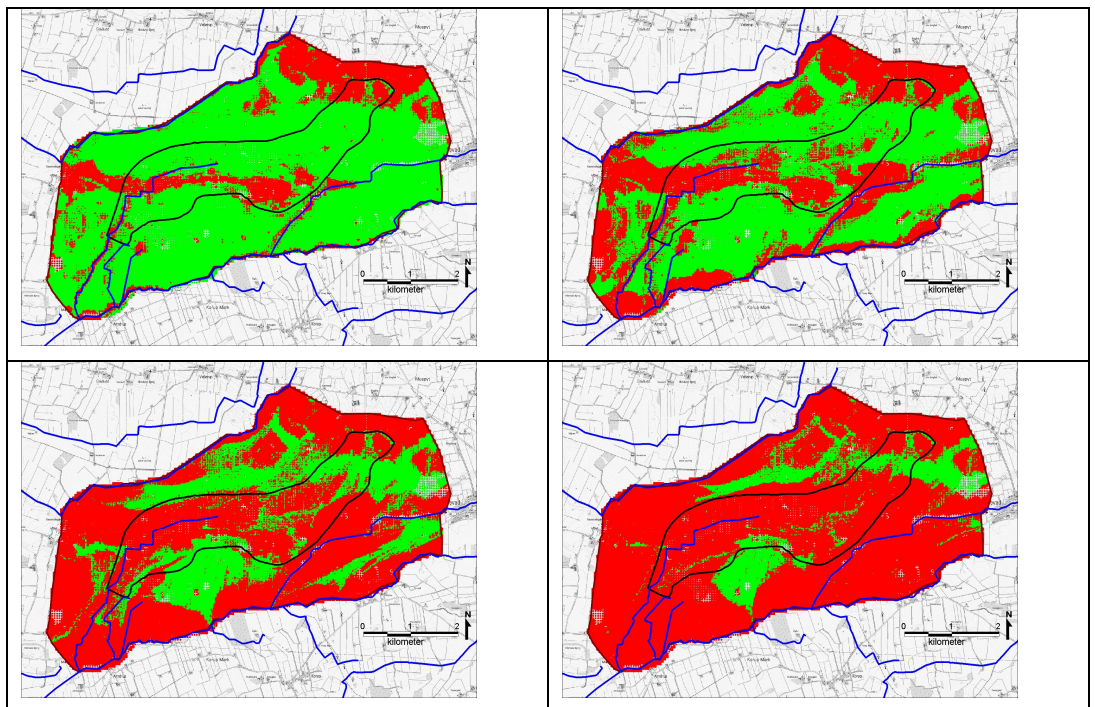


Figur 6: Udsnit af partikel startposition som funktion af beregnet middel nitratudvaskningen 1989-2007.

4.3.1 Usikkerhedsvurdering

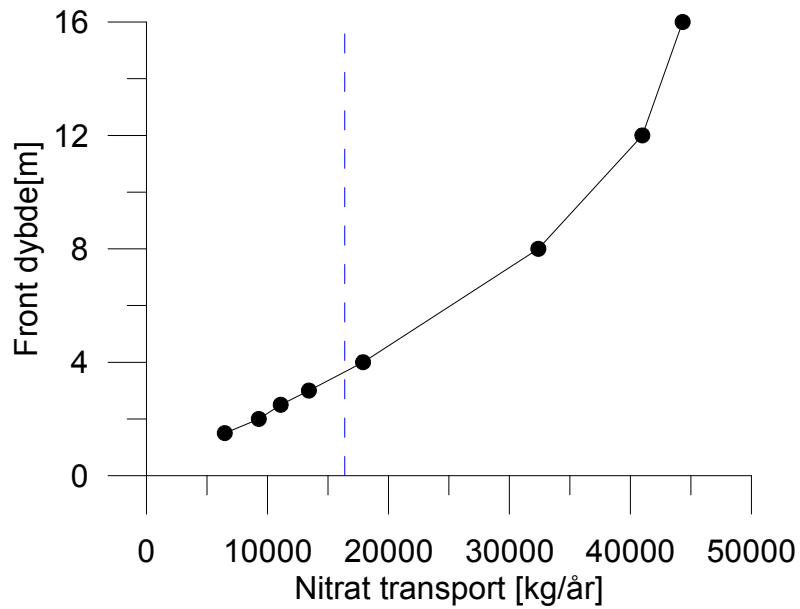
Der beregnes partikelbaner for de to interpolerede flader. Desuden foretages der partikelbaner på flader med en fastholdt dybde. Der benyttes 1, 2, 3, 4, 6 og 8 meter under terræn. Dybden er sat ud fra at der er fundet en middeldybde på 4 meter under terræn.

Figur 7 viser fordelingen af partikler som når under reduktionsfronten med en placering i en fastholdt dybde under terræn. På figuren er benyttet 1, 2, 4 og 8 m. Partikler som ikke når under fronten er markeret med rødt, mens partikler med grøn markerer partikler som går i vandløb og dræn inden redoxfronten nås. De røde områder repræsenterer herved områder følsomme i forhold til nitrat.

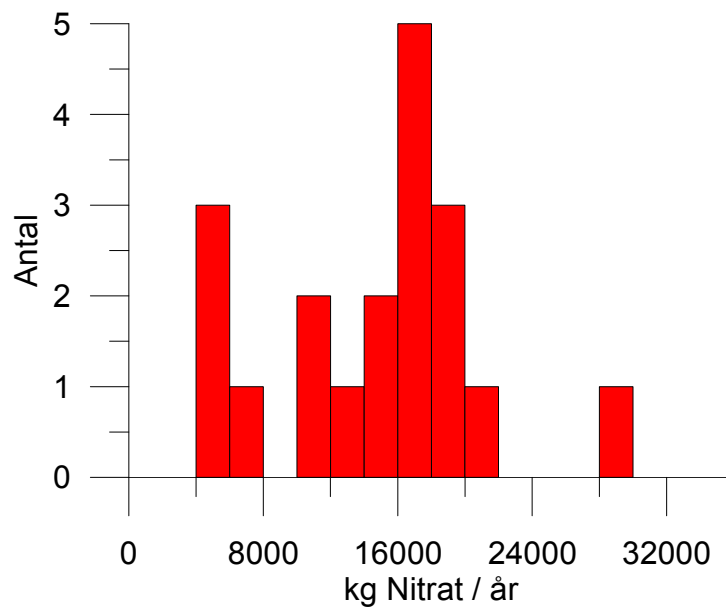


Figur 7: Fordeling af partikler som kommer under fronten (grøn) og partikler som ikke når fronten (rød) ved en dybde til redoxfronten på hhv. 2, 4, 8 og 12 m.u.t.

Ved optælling af partikler som ikke når under fronten og efterfølgende omregning til kg nitrat / år får man en pæn sammenhæng mellem frontens dybde og den PT baserede beregning af årlig nitrattransport. Figur 8 viser transporten af nitrat ved Station HU 42.42 svarende til udløbet af LOOP 6 oplandet. På figuren er medianen for nitrat transporten for 1990 - 2008 angivet med en stiplede linje. Den er beregnet til 3700 kg N / ha / år (svarende til 16385 kg Nitrat /ha/år). Medianen benyttes fordi den årlige nitrattransport ikke er normalfordelt (jf Figur 9).

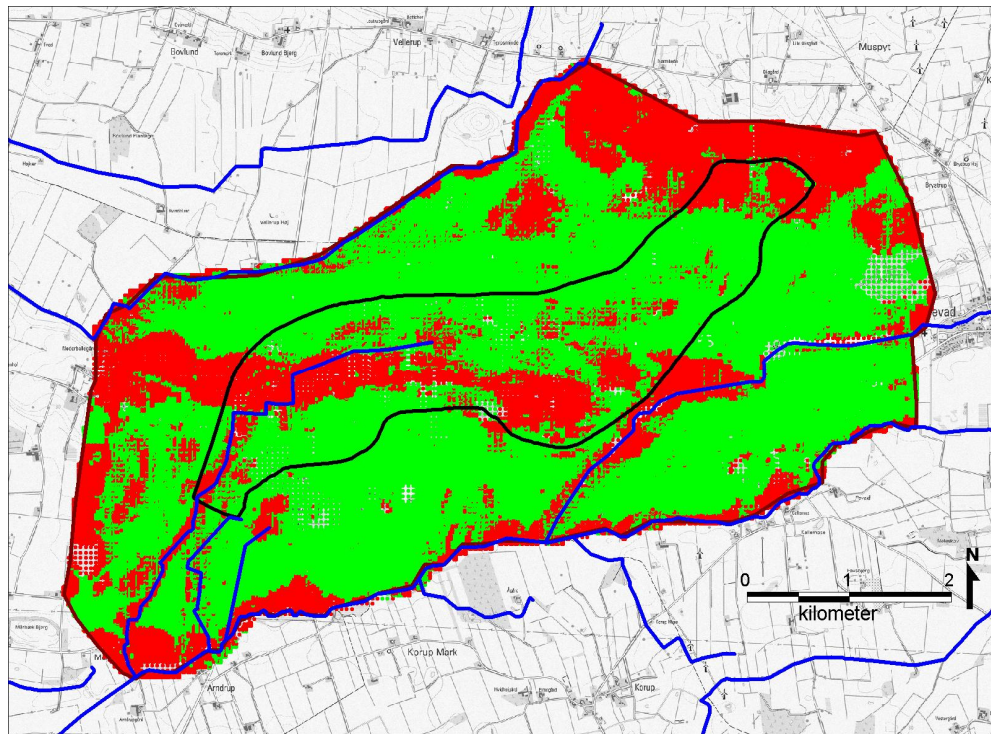


Figur 8: Partikelbaseret transport af nitrat ved station HU nr. 42.42 som funktion af dybde til redoxfronten. Den vertikale stiplede linje angiver den observerede median for nitrattransport.



Figur 9: Observeret årlig nitrattransport ved HU nr. 42.42.

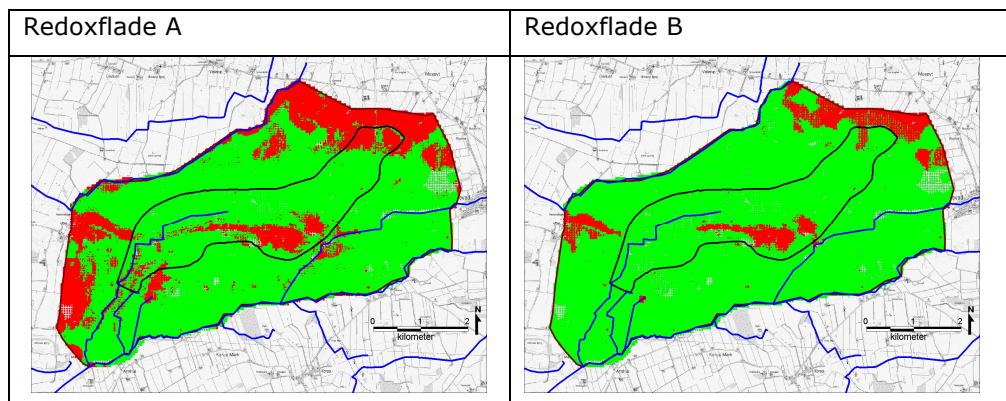
Partikelbaneberegningen viser at transporten af nitrat stemmer med observeret ved en ensartet dybde på 3 meter til redoxfronten, med en anslået usikkerhed som kan være i størrelse på 1 meter - (dvs. 2-4 meter). Figur 10 viser en fordeling af nitratfølsomme områder (rød) ved en konstant dybde til nitratfronten på 3 m.u.t.



Figur 10: Partikler som går under fronten ved en konstant dybde på 3 m.u.t. Grøn: partikler som kommer under fronten.

4.3.2 Interpolerede flader og Nitrat transport

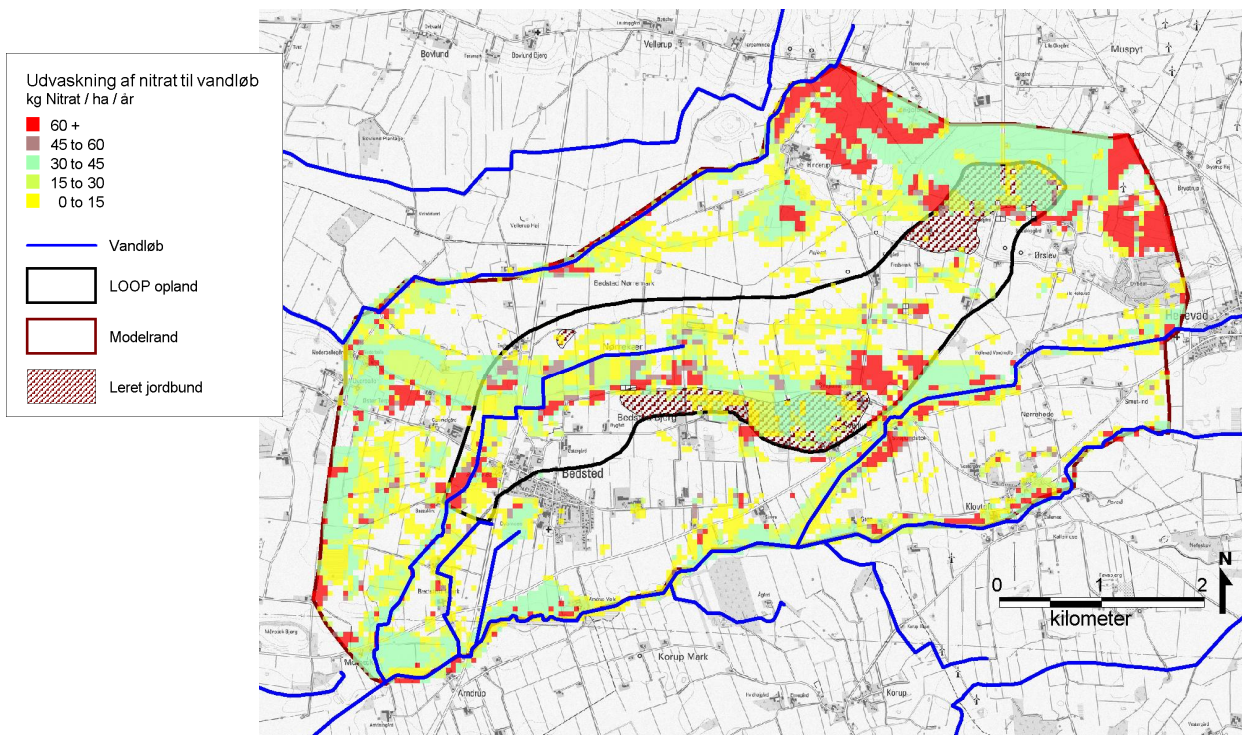
Når de interpolerede flader for farveskift benyttes i partikelbaneberegningerne får man et billede ikke helt ulig det beregnede ved en konstant dybde 3 m.u.t. Der er forskelle mellem de to interpolerede områder. Når man betragter resultatet, Figur 11, ser man at der kun er små forskelle mellem fordelingen af partikler som ikke når under redoxfronten ved de to metoder, samt at disse metoder arealmæssigt stort set svarer til situationen, hvor redoxfronten er 3 - 4 meter under terræn. Redoxflade A giver et nitrattransport bidrag på 7.700 kg nitrat /år mens redoxflade B ligger lidt dybere og giver et bidrag på 9.855 kg nitrat /år. Relateres dette til Figur 8 ses at dette svarer til en flade af ca. 2 meter under terræn.



Figur 11: Partikler som går under fronten ved de to interpolerede redoxflader. Grøn: partikler som kommer under fronten.

Kortene over røde og grønne områder (Figur 7, Figur 10 og Figur 11) viser hvilke arealer der bidrager med nitrat til vandløb, og hvilke områder der ikke bidrager med nitrat til vandløb, idet nitraten reduceres i grundvandsmagasinet. Partikelbaneberegningerne er udført på en dynamisk model, hvor alle partikler er udsat samtidig. Modelberegningerne er verificeret ved at sammenligne den gennemsnitligt udvaskede nitratmængde (ved omregning fra partikler) med den målte nitratfluks ved vandløbsstationen HU 42.42. Kortene skal derfor ses som mellemresultater. Den senere AD modellering viser at dynamikken i systemet og drænafstrømning i vinterperioden har stor betydning.

Ud fra partikelbaneberegningerne kan man beregne det arealmæssige bidrag til nitrat i vandløb og indvindingsboringer. Resultatet fremkommer ved at tage det relative antal partikler, som ikke kommer under fronten for hver modelcelle, og multiplicerer dette med den DAISY-beregnete nitratudvaskning.



Figur 12: Arealmæssig bidrag (oprindelse) af nitrat til vandløb fra grundvandet og indvinding ved en redoxflade 3 m.u.t.

Figur 12 viser det arealmæssige bidrag af nitrat til vandløb og indvinding. I LOOP oplandet er dette begrænset til et mindre område i oplandets nordøstlige del samt et bånd nord om Bedsted Bjerg centralt i LOOP oplandet. Bedsted Bjerg ligger midt i LOOP oplandet ved den sydlige oplandsgrænse i området med leret jordbund på Figur 12.

Indvindingen udgør i LOOP oplandet kun en mindre del af den nitrat som når grundvandet. På baggrund af partikelbanerne udgør DAISY udvaskningen 43.5 ton nitrat / år (1.25 kg N / år / partikel x 34760 partikler). Heraf er der potentiale for 2.7 ton nitrat / år går til indvindingen, men de fleste når under redoxfronten. Af disse er det kun 22 kg (18 partikler) som ikke når fronten. Man bør nok være varsom med de absolutte størrelser i denne beregning da få partikler får stor betydning i beregningen, men som helhed kan man se bort fra indvindingen i nitratregnskabet.

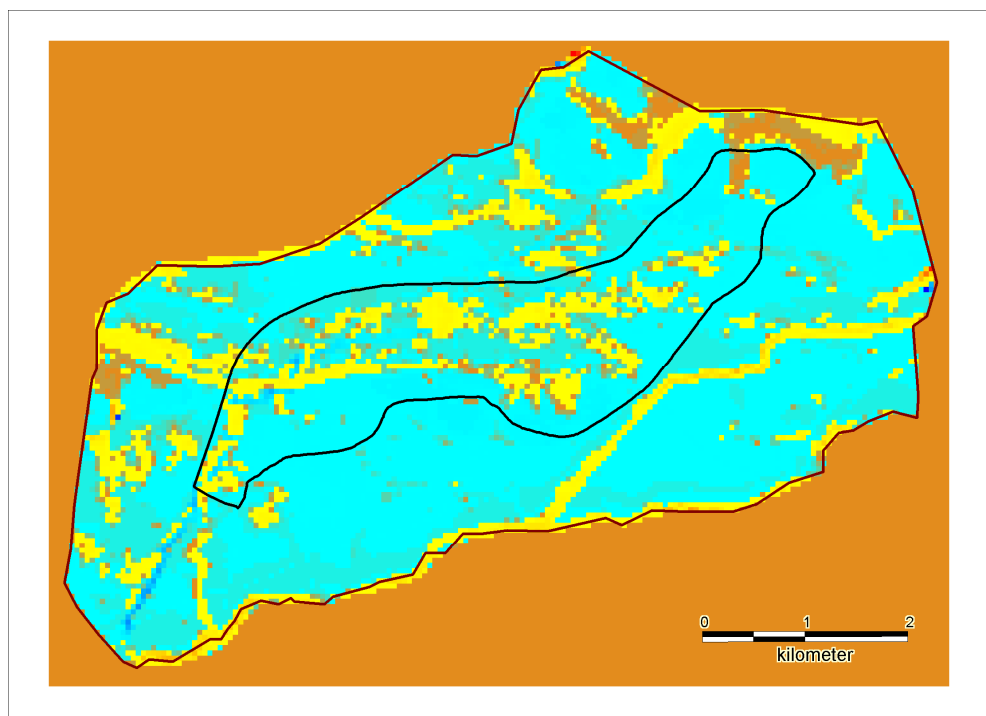
4.3.2.1 Nitrat og jordbund.

Udvaskningen af nitrat er koblet tæt sammen med jordbundstypen. På Figur 12 er vist områder med leret jordbund i LOOP oplandet. Der er nogen nitrat fra Bedsted

bjerg, men foden af bakken viser sig at have en del nitrat. At nitrat kommer netop fra foden af bakken kan have en hydrologisk baggrund idet grundvandstanden for foden af bakken ligger nær drænniveau og herved sker der en større dræning her, hvilket giver mulighed for transport af nitrat til vandløbet.

4.3.3 Nitrat og gradient

Transporten af nitrat er meget afhængig af separationen af vand i det øverste lag ved drænene. Fronten ligger umiddelbart under terræn. Figur 13 viser den modelberegnete vertikale gradient for det øverste modellag (midlet). Modelceller med opadrettet gradient vil fortrinsvis bidrage med vand til vandløbet mens nedadrettet gradient vil være grundvandsdannende modelceller. De opadrettede gradienter er lokaliseret ved vandløb samt foden af Bedsted bjerg.

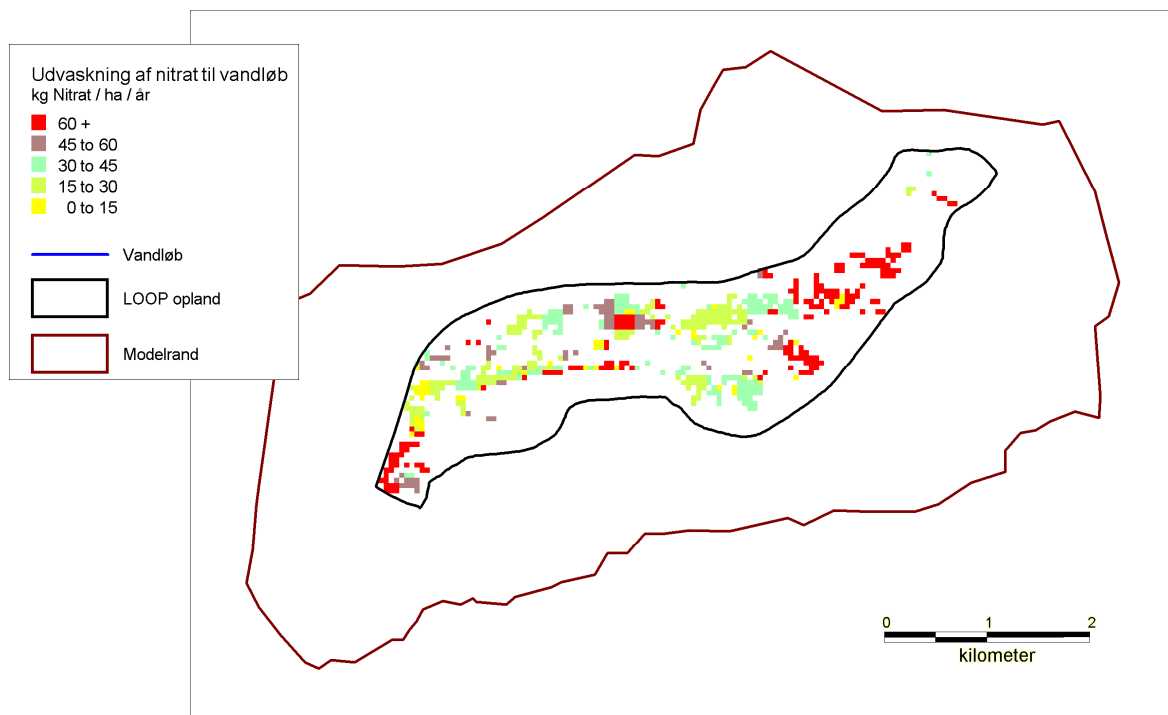


Figur 13: Modelberegnet middel vertikal fluks over hele beregningsperioden 1989-2007 for øverste modellag. Gul er opadrettet gradient, blå viser nedadrettet gradient.

Transporten af nitrat ved station HU 42.42 kan estimeres ved at summere nitratudvaskningen i modelceller med opadrettet hydraulisk gradient inden for LOOP oplandet. Disse modelceller vil bidrage med nitrat direkte til målestationen. I områder

med en nedadrettet gradient vil nitrat blive transporteret ud af området såfremt redoxfronten ikke nås.

Figur 14 viser oprindelsen af nitrat til vandløb fra grundvandet baseret på DAISY beregnet udvaskning og er vist for områder med opadrettet hydraulisk gradient. Summeres middel DAISY udvaskningen for disse modelceller opnås et samlet nitrat bidrag på 8400 kg nitrat / år til vandløbet. Bemærk at figuren ikke viser bidrag af nitrat til vandløb fra direkte dræning af marker.



Figur 14: Middel nitrattransport fra grundvand til vandløb baseret på modelceller med opadrettet vertikal gradient.

5 Nitratmodel

5.1 Opsætning

Der er med baggrund i den kalibrerede strømningsmodel opstillet en nitratmodel for oplandet til LOOP 6. Udvaskningen af nitrat fra rodzonen er beregnet ved brug af DAISY modellen og introduceres i modellen som en tidsserie, med nitrat i kg N/ha/år til grundvandszonen.

Ved transport af nitrat fra rodzonen til vandløb kan der primært ske omsætning af nitraten gennem to processer:

- Reduktion når nitraten passerer reducerede områder i grundvandet.
- Reduktion af nitrat i oversvømmede områder tæt på vandløbene. Dette vil typisk være på organiske jorde med en stor reduktionskapacitet.

5.1.1 Nitratfjernelse i grundvand

Som beskrevet tidligere er placeringen af reduktionsfronten vurderet ud fra den tilgængelige information om bl.a. farveskift i boringer og målinger af iltindhold i grundvandet. Ved opstillingen af modellen er reduktionsfronten indlagt som det øverste beregningslag. Dette er ikke strengt nødvendigt, men medfører at resultaterne fra nitratmodellen lettere kan vurderes. Der er i forbindelse med inkluderingen af et ekstra beregningslag foretaget en validering af strømningsresultaterne, for at sikre at det ændrede beregningslag ikke påvirker resultaterne. I grundvandet fjernes nitrat ud fra reduktionsforholdene og indholdet af organisk materiale. Over reduktionsfronten vil der primært være aerobe forhold, og nitraten vil i denne zone transporteres stort set uden at blive omsat. I virkeligheden vil der i denne zone muligvis være mindre områder med en høj denitrifikationskapacitet, men grundet de tilgængelige oplysninger ses der i modellen bort fra sådanne områder. I engområder vil der ligeledes kunne ske en reduktion i de øverste organiske jordlag. Det er i modellen valgt at trække reduktionsfladen tæt på terræn i disse områder, og derved vil der i modellen ske en omsætning af nitrat i disse områder. Under reduktionsfronten er der i modellen indlagt en meget effektiv fjernelse af nitraten, hvilket er udtrykt ved en halveringstid på 1 time. Dette betyder, at omsætningen af nitrat sker meget hurtigt for den del, der transporteres under den specificerede reduktionsflade. I de aerobe områder er der indført en halveringstid på 100 år, hvilket taget transporttiden i denne zone i betragtning, betyder at der stort set ingen omsætning vil ske.

5.1.2 Nitratfjernelse i vandløb

Vandløbene er defineret i den opstillede MIKE 11 model. I nitratmodellen er der benyttet en kobling mellem hhv. MIKE SHE og MIKE 11, hvilket medfører, at vandløbene modtager nitratbelastning fra hhv. overfladisk afstrømning, dræntilstrømning og grundvandstilstrømning. I den opstillede model er det antaget, at alle dræn er forbundet direkte til vandløbene. Hvis der er steder, hvor drænudstrømningen sker via vådområder eller andre lavbundsområder, vil der i modellen ikke tages hensyn til den nedbrydning af nitrat der sker i disse områder.

Der kan ske en omsætning af nitrat ved transport gennem de aflejrede sedimenter i vandløbsbunden. Der er i denne model ikke taget hensyn til denne proces, og ved tilstrømningen af nitrat fra grundvandet sker omsætningen udelukkende hvis nitrattransporten sker under den definerede reduktionsfront.

Generelt vurderes det, at nitratomsætningen i strømmende vandløb er lille. Den afgørende proces er, hvis der sker nitrattransport fra vandløbet og ud på over-svømmede enge eller organiske aflejringer. Dette er medtaget i modellen ved at reduktionsfronten er trukket meget tæt på terræn i disse områder. Det medfører, at der sker en omsætning af det nitratholdige vand, der infiltrerer til grundvandet og dermed ned i de reducerede zoner fra disse områder.

5.2 Diskretisering

Der er foretaget nogle mindre justeringer af MIKE SHE modellen i forhold til den allerede kalibrerede strømningsmodel. Den øverste del af modellen er opløst i en finere vertikal diskretisering. Herved er det muligt at beregne nitratfrontens koncentrationsprofil i større detaljer frem for at en enkelt celle repræsenterende det øvre sandmagasin, hvor nitratkoncentrationen vil være ens i hele modelcellen.

I modellens øvre del, fra 1 m.u.t. (drændybde) til 4 m.u.t. indsættes 4 ekstra beregningslag. Dybden er fastsat på baggrund af modelscenarier, idet nitrat under denne dybde antages at være fuldt omsat og en finere vertikal diskretisering herunder er derfor unødvendig. Den nye model har derved 10 beregningslag.

En opdeling af yderligere modelceller over drændybden er uhensigtsmæssig med MIKE SHE, idet modellen er begrænset til strømning og transport i den mættede zone (da den umættede zone er repræsenteret ved DAISY), og en yderligere modelinddeling vil kunne medføre modelinstabilitet.

Efter forfining af modellens vertikale diskretisering beregnes først strømmingen før nitrattransporten beregnes. Resultatet fra strømningsmodellen evalueres mod den eksisterende kalibrerede model for at sikre at modellerne giver ens resultat. Kontrollen viser at modellen med den fine diskretisering giver samme afstrømnings samt trykniveau som den oprindelige kalibrerede model.

5.3 Resultater

Den opstillede nitratmodel er beregnet for perioden 1990 til 2001, hvilket er den periode, hvor der eksisterer beregnede værdier fra DAISY modellen for hele modelområdet. Ved udtræk af resultater fra nitratmodellen, er det afgørende at initialbetingelserne er troværdige. Det er valgt at gennemregne alle nitratmodellerne 2 gange. Den første gennemkørsel foretages hvor der ikke er nitrat i grundvandszonen. Nitratkoncentrationen ved slutningen af den første kørsel udtrækkes og benyttes som initial betingelse for den anden gennemregning. Den anden modelkørsel benyttes derefter til at udtrække resultater fra. Dette medfører at de initiale betingelser ikke vurderes at påvirke de endelige resultater nævneværdigt.

Tabel 1 viser scenarieberegninger med advektiv nitrattransport.

Tabel 1: Scenarieberegninger med nitrattransport.

Scenarium	Beskrivelse
1	Nitratfronten er placeret ved drænniveau
2	Nitratfront 2 m.u.t. ved sandet og 1 m.u.t. ved leret jordbund.
3	Nitratfront 3 m.u.t. ved sandet og 1 m.u.t. ved leret jordbund.
4	Nitratfront 4 m.u.t. ved sandet og 1 m.u.t. ved leret jordbund.
0	Ingen omsætning i modellen

For hvert scenarium er der foretaget følgende beregning:

- Årlig (hydrologisk) nitrattransport ved station HU 42.42
- Kumulativ nitrattransport ved station HU 42.42
- Tidsserie for nitratkoncentration ved HU 42.42

Resultaterne er sammenholdt med observeret nitrattransport ved station HU 42.42.

5.3.1 Nitrat transport uden omsætning

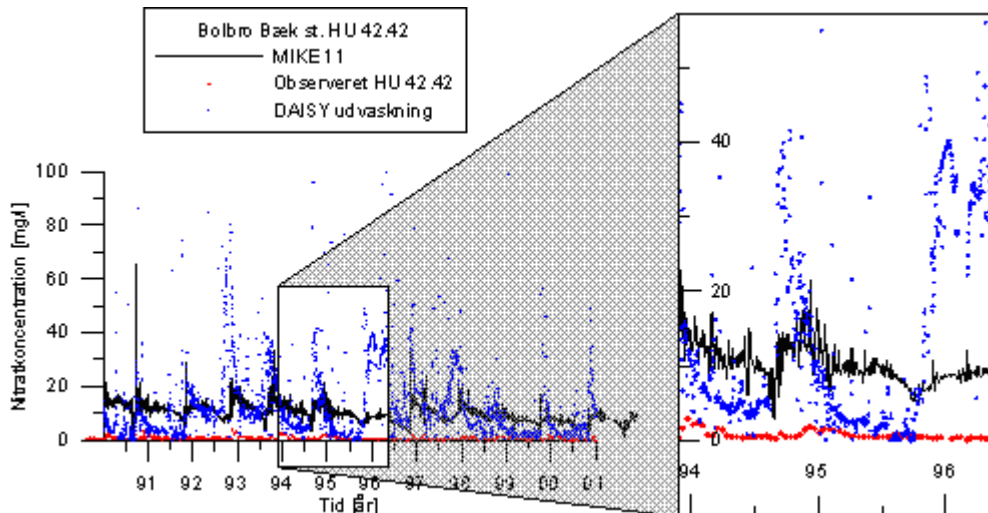
For at verificere data foretages en indledningsvis beregning af nitrattransport på en model, hvor der ingen omsætning forekommer (scenarium 0). Som input til modellen benyttes DAISY N udvaskningen på daglig niveau.

Målet med modelberegningen er at input til modellen (DAISY N udvaskning) skal kunne genfindes i MIKE 11 ved Bolbro bæk, station HU 4242.

Figur 15 viser nitratkoncentrationen for en model uden nitratreduktion. Med blå punkter er vist den daglige middelkoncentration fra DAISY beregnet som daglig N-udvaskning delt med vandfluks. DAISY koncentrationen kan være meget høj i situationer med meget lav vandfluks, men svinger typisk mellem 0 og 100 mg nitrat / l.

Med blå streg (Figur 15) er vist koncentrationen i MIKE 11 ved station HU 42.42. Man ser at nitratkoncentrationen i et system uden nitratreduktion vil være mellem 10 og 20 mg/l.

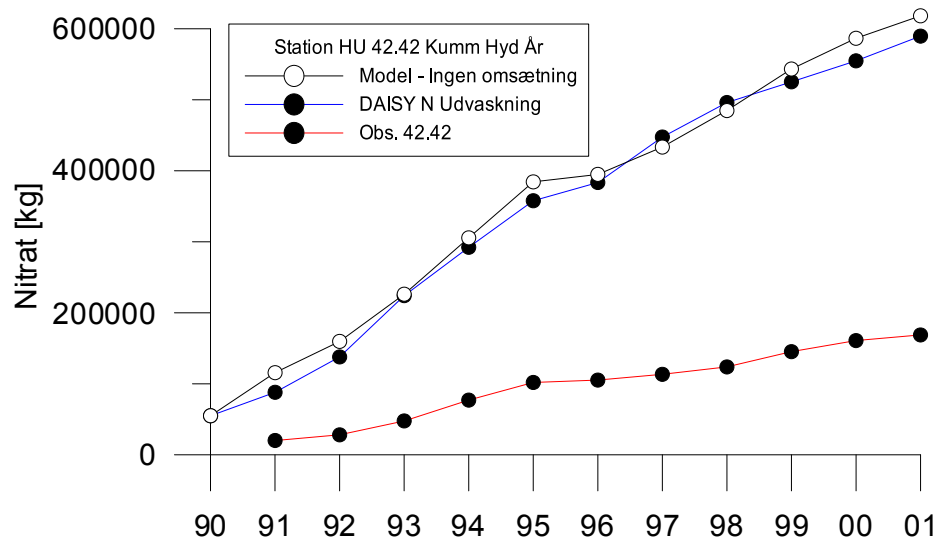
Med rød er vist den observerede nitratkoncentration i vandløbet ved station HU 42.42. Koncentrationen er meget lavere end DAISY og MIKE 11 beregnet (uden omsætning). Herved kan man se at nitratsømsætning har stor betydning for nitrattransporten.



Figur 15: Nitratkoncentration ved Hu 42.42 for model uden nitratreduktion.

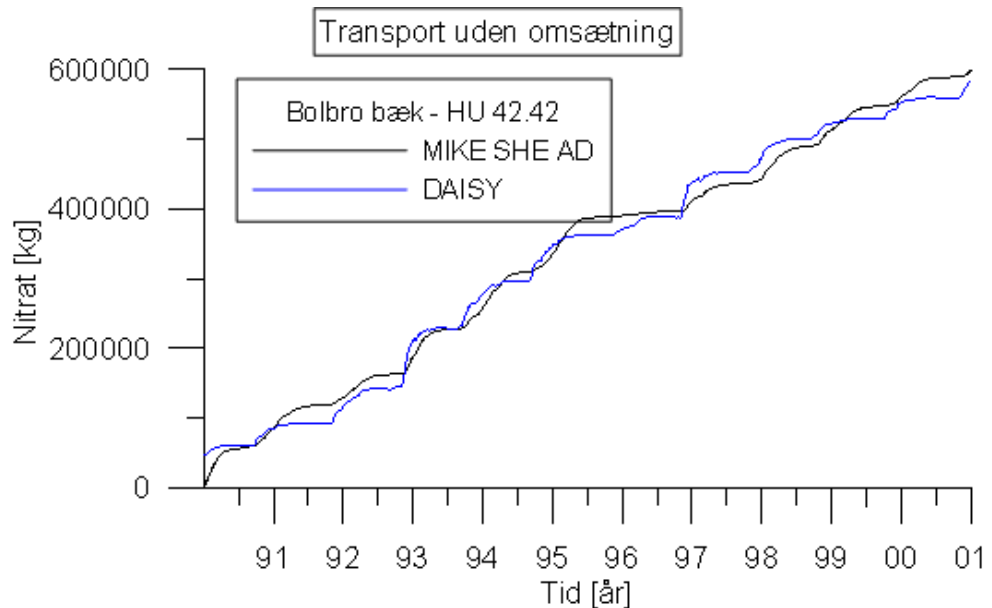
Figur 16 viser den modelberegnete transport af nitrat ved station HU 42.42 for et system uden nitratreduktion. Data er aggregeret på hydrologiske år og sammenholdt med den tilsvarende DAISY nitratudvaskning. Der er generelt stort sammen-

fald, således at stor DAISY beregnet nitratudvaskning genfindes i MIKE 11. Man bemærker desuden at der er nogen forsinkelse i MIKE 11 nitrattransporten i forhold til DAISY udvaskningen. En stor stigning i DAISY nitratudvaskning giver en langsommere stigning i den modelberegnete nitrat transport. Det store maksimum i 1992 i DAISY beregnet udvaskning efterfølges af et modelberegnet maksimum i nitrattransporten 1993 - 1994. Det samme ses i 1996, hvor et DAISY beregnet maksimum efterfølges af en lidt forsinket modelberegnet nitrattransport maksimum i 1997-1998.



Figur 16: Modelberegnet nitrattransport ved station HU 42.42 uden nitratreduktion

Figur 17 viser den akkumulerede nitrattransport ved station HU 42.42 (ingen nitratomsætning) sammenlignet med den DAISY beregnede udvaskning. Der ses en mindre udglatning af nitratudvaskningen, hvilket skyldes transport af nitrat gennem den mættede zone. Men stort set al nitrat genfindes dog i MIKE 11 ved station 42.42.



Figur 17: Akkumuleret modelberegnet nitrattransport i MIKE SHE / MIKE 11 AD uden nitratomsætning sammenlignet med DAISY N-udvaskning.

Efter kontrol af input data til MIKE SHE / AD kan beregningerne af nitrattransport med omsætning af nitrat foretages.

5.3.2 Advektiv og dispersiv transport af nitrat med omsætning

Omsætningen af nitrat i MIKE SHE AD modulet antages at være af første orden. Der indlægges en front i MIKE SHE, og under denne front er halveringstiden 1 time, mens der ikke er omsætning af nitrat over horisonten. Det antages endvidere at nitratomsætningen i vandløbet kan negligeres.

I områder med leret jord sættes nitratfronten til at være 1 meter under terræn, svarende til modellens drændybde for denne jordtype. I områder med sandet jordbund varierer dybden til nitratfronten mellem 1 m under terræn ned til en dybde af 4 m under terræn. Sandet jordbund udgør det arealmæssigt største område inden for LOOP oplandet.

Figur 18 viser den årlige nitrattransport (hydrologiske år) ved station HU 42.42. Med blå og sort linje med hvide punkter er DAISY beregnede udvaskning og modelberegnet transport uden omsætning vist, jf. Figur 16. Dette niveau udgør det maksimale man modelmæssigt kan forvente.

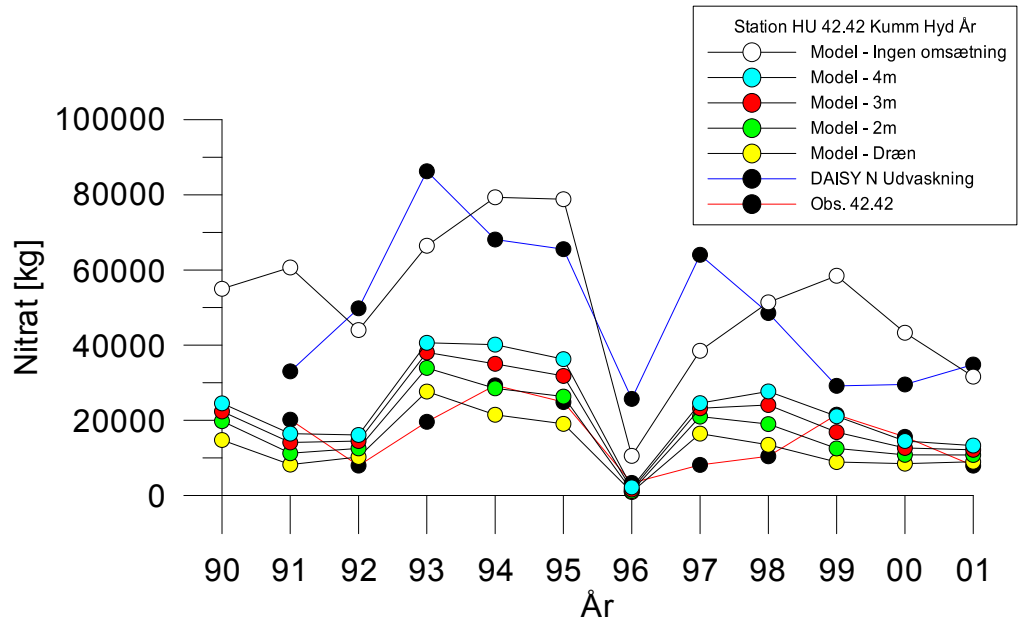
Den observerede nitrattransport ved station HU 42.42 er vist med en rød linje med sorte punkter.

Modelberegnet transport med omsætning er vist med sorte linjer og farverne blå, rød, grøn og gul for en dybde til redoxfronten i de sandede områder på hhv. 4, 3, 2 og 1 m under terræn.

Man ser at den modelberegnete nitrattransport ligger betydeligt lavere end modellen uden nitrattransport. Der er bedst overensstemmelse med den observerede nitrattransport ved station HU 42.42 i modellerne, hvor fronten ligger tættest på terræn / drænniveau.

Der ses et lidt for hurtigt respons i den modelberegnete nitrattransport. Året 1995, hvor transporten af nitrat er meget lille, er der for alle modeller god overensstemmelse mellem model og observeret. Det samme ses ved minimumsobservationen i 1991. Den modelberegnete stigning i transporten af nitrat i årene 1992 er hurtigere end observeret. I årene 1996-1997 vokser nitrat transporten også hurtigt, mens stigningen i den observerede nitrattransport sker lidt langsommere.

Efter et hydrologisk år med lav nitratudvaskning ser man at transporten af nitrat ved station HU 42.42 er lavere end den modelberegnete transport, og man kan deraf aflede at der i den mættede zone kan foregå en forsinkelse på 1-2 år. Denne forsinkelse i systemet kan man også se ved de høje N udvasknings-år; 1993 og 1997. I de efterfølgende år ser man at den modelberegnete transport overstiger DAISY udvaskningen.

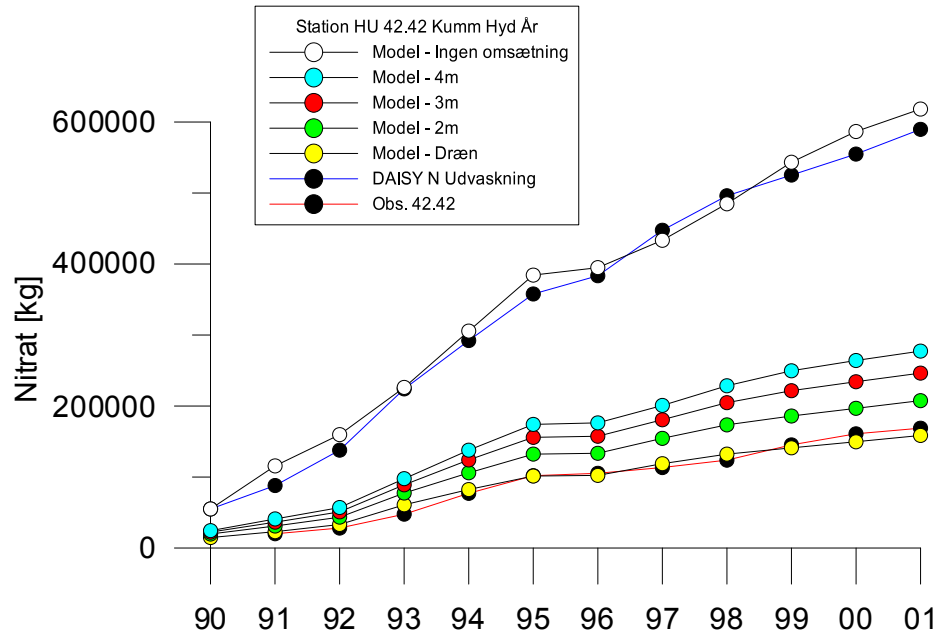


Figur 18: Årlig nitrattransport ved station HU 42.42 (hydrologiske år).

Figur 19 viser den akkumulerede transport af nitrat ved station HU 42.42.

Den akkumulerede modelberegnete nitrattransport med omsætning er vist med sorte linjer og farverne blå, rød, grøn og gul for en dybde til redoxfronten i de sandede områder på hhv. 4, 3, 2 og 1 m under terræn. Der ses en tydelig sammenhæng med den totale transport og dybden til fronten. Der er markant forskel på nitrattransporten ved frontens placering og situationen uden nitratomsætning (jf. Figur 17 - samt sort linje med hvide punkter på Figur 19).

Rød linje med sorte punkter viser den observerede akkumulerede nitrattransport ved station HU 42.42. Der er størst overensstemmelse med akkumuleret observeret nitrattransport og modellerne hvor fronten ligger nær terræn; 1 eller 2 m under terræn. 1 meter under terræn svarer til drændybden.



Figur 19: Akkumuleret årlig modelberegnet nitrattransport ved station HU 42.42 (hydrologiske år).

Figur 20 viser den modelberegnete tidsserie for nitratkoncentration ved station HU 42.42 sammenlignet med observeret. Den observerede koncentration er vist med rød linje med sorte punkter. Linjer med farverne gul, grøn, rød og blå viser den modelberegnete nitratkoncentration for hhv. 1 (drændybde), 2, 3 og 4 meter under terræn.

Med svag grå farve er vist den modelberegnete nitratkoncentration, hvis der ikke forekommer omsætning af nitrat i modellen.

Dybden til fronten har betydning for koncentrationen af nitrat ved station HU 42.42. I tidspunkter med høj nitratudvaskning er det drænene som styrer transporten af nitrat og nitratkoncentrationen er parallelforskuet. Man ser at nitratkoncentrationen nærmer sig situationen uden nitratreduktion (den grå graf), hvilket må betyde at stort set al vand til vandløbet sker via dræn.

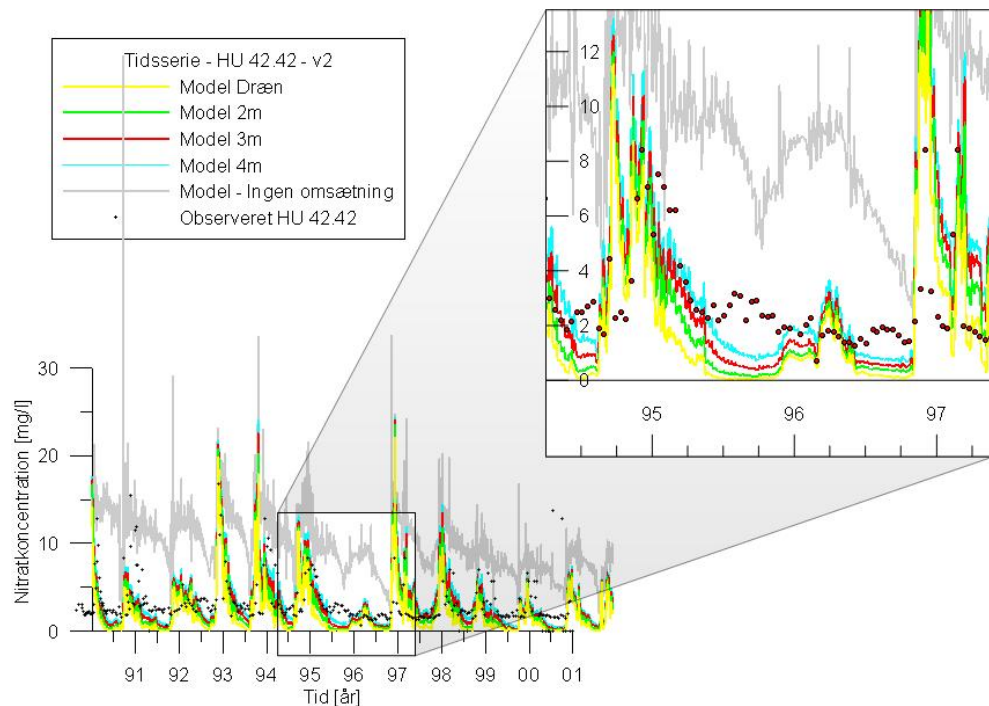
Efter en ekstremhændelse falder nitratkoncentrationen langs en retentionskurve. Man bemærker at dette sker selvom DAISY udvaskningen fastholder en høj koncentration. Procesmæssigt tolkes dette som at andelen af vand fra dræn til vandløb reduceres og vandføringen i vandløbet er baseflow, hvor en del af vandet stammer fra den nitratfrie del af grundvandsmagasinet.

I situationer, hvor nitratkoncentrationen er lav er nitrattransporten styret af interflow og flow i den oxiderede øvre del af magasinet. Dette giver en næsten lineær sammenhæng mellem koncentration og dybde til redoxfronten.

Den modelberegnete basiskoncentration (dvs. den koncentration man finder når der er gået lang tid og vandløbet kun fødes af grundvand) afhænger meget af dybden til nitratfronten. Er nitratfronten i drænniveau, er basiskoncentration på 0 mg/l. Flyttes dybden til fronten ned får man en stigende modelberegnet basiskoncentration, som er ca. 1.5 mg/l ved en front 4 m under terræn. I modellen fjernes al nitrat i det vand som kommer via grundvandet til modelceller ved vandløbet. Herved bliver nitratkoncentrationen ved baseflow meget lav. I virkeligheden vil nitratfjernelsen være mindre fordi omsætningen under vandløbet kan være langsommere eller omsætningen kan foregå meget tættere på vandløbet end en størrelse på en modelcelle.

Sammenligner man den modelberegnete nitratkoncentration med det observerede er der en rimelig overensstemmelse:

- Observerede koncentrationsspeaks på 10 mg/l nitrat eller mere genfindes i modelberegningerne
- Både model og observationer viser en retentionskurve med ensartet fald
- Der er en observeret basiskoncentration på 2-3 mg/l. Den modelberegnete basiskoncentration når ca. 1.5 mg/l



Figur 20: Tidsserie for modelberegnet nitratkoncentration sammenlignet med observeret ved station HU 42.42

Der er ikke udarbejdet en egentlig massebalance for hele oplandet, men følgende overordnede tal kan noteres:

- 21 % af den tilførte nitrat ender i vandløbet via dræn
- 2 % af den tilførte nitrat ender i vandløbet via grundvandet
- Ca. 75 % af den tilførte nitrat omsættes
- Det er mindre end 2 % af den tilførte nitrat der strømmer ud over oplandsgrænsen til LOOP 6.

Det kan bemærkes at mens andelen af nitrat der ender i vandløbet via dræn, passer med de observerede værdier, er grundvandsbidraget underestimeret.

5.4 Diskussion

Modellen er i stand til at beregne nitratkoncentrationen i peak-afstrømningssituationer og kan følge den observerede nitratkoncentrationsretentionskurve. Modellen er ikke i stand til at beregne samme koncentration i baseflow situationer, hvor koncentrationen af nitrat er ca. 1.5 mg/l mod 2-3 mg/l observeret nitrat.

Den kumulative nitrattransport antyder at nitratfronten ligger nær drænniveau. Drænniveauet i den opstillede model er ikke justeret i denne analyse. Variationen i

drænybden over området vil kunne påvirke de beregnede resultater, og potentielt forklare forskellen mellem observerede og beregnede værdier i de tørre perioder.

Siden modellen underestimerer koncentrationen af nitrat i de tørre perioder, vil den akkumulerede nitrattransport være en smule under den observerede. Dvs. at omsætningen af nitrat om sommeren overestimeres af modellen.

Eftersom det er dræntransporten som er den styrende mekanisme hvad angår den samlede nitrattransport ud af oplandet, vil en nitratfront umiddelbart under drænybden give den bedste massebalance. Ved lav grundvandsstand er transporten derimod styret af baseflow. I disse situationer underestimerer modellen den aktuelle koncentration. Kumulativt kan denne afstrømning undlades fra massebalancen, idet koncentrationen af nitrat er lav og der er lav vandføring.

Der må forekomme områder, hvor nitratholdigt grundvand tilføres Bolbro bæk, og derfor må der være mindre områder, hvor fronten ligger dybere end drænniveau. Alternativt hvor drænniveauet er forskelligt fra det benyttede i modellen.

I baseflow situationer har modellen svært ved at beregne både koncentrationen og dynamikken. Årsagen hertil kan være en manglende konceptuel forståelse og implementering - såsom processer som beskriver en forsinkelse af nitrat og en mulig langsommere omsætning. Disse processer kan være både i grundvandet (omsætning af nitrat) samt vådområder ved vandløb (forsinkelse og omsætning af nitrat). En forsinkelse i systemet vil give en udglatning af nitrattransporten, og herved kan nogle af de observerede forskelle muligvis forklares.

I modellen er der ikke indlagt heterogeniteter omkring udstrømningszonerne til vandløbene. I disse områder kan der forekomme hurtig afstrømning til vandløbet og herved undgås omsætning af nitrat. Dette kan bidrage med forøget nitratkoncentration i sommerperioden

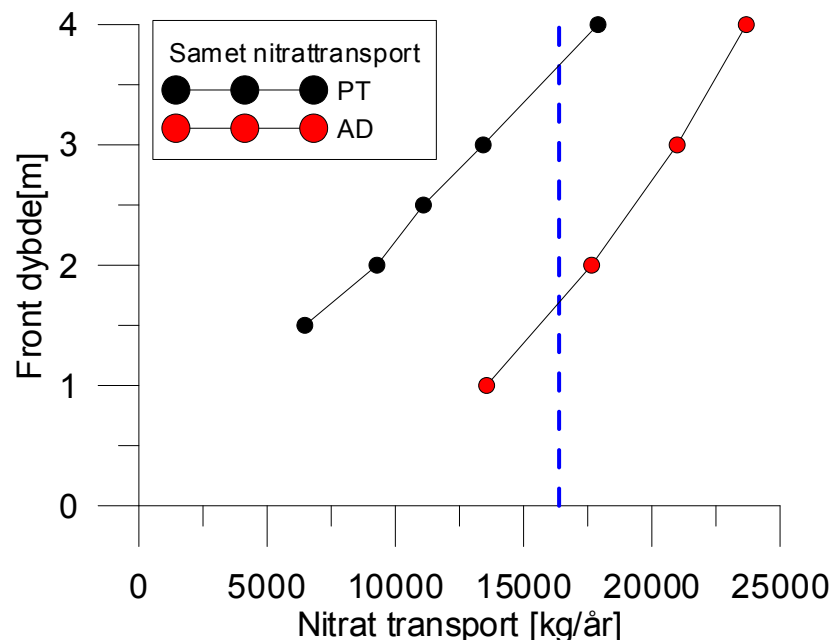
5.4.1 Sammenligning af stoftransport og Partikelbaneberegninger

Figur 21 viser en sammenligning af transporten af nitrat ved forskellig dybde ved de to forskellige metoder. Der ses en parallelforskydning af transporten. Denne forskel antages at ligge i metoden, hvorpå partikler bliver placeret i modellen samt antagelsen om stationaritet ikke er helt valid. Partiklerne er placeret umiddelbart under drænniveau og tætheden af partikler er proportional med nitratudvaskningen. Da der er tale om middelforhold så medtager metoden ikke de forhold som gør

sig gældende i det dynamiske system, som ses ved stoftransportdelen (AD). Her sker en stor del af transporten af nitrat i tider med stor nettonedbør, hvor dræningen er aktiv.

Essentielt set bør man korrigere udlægningen af partikler i PT opsætningen, således at man korrigerer for middeldræning på celleniveau. Hvis den andel som forlader modellen via dræning bidrager til den samlede nitratoptælling uden om den mættede zone, vil en mindre andel af partikler gå gennem den mættede zone, og herved vil den samlede nitrattransport forøges. Undersøgelsen viser dog også at antagelsen om stationaritet som benyttet ved partikelbaneberegningerne ikke er helt gyldig i oplandet, hvor drænastrømning er så betydende, og nitratkoncentrationen er højest i situationer hvor drænastrømningen er størst.

Det vurderes at de arealer som er udpeget til at være udslagsgivende for nitrat i Bolbro bæk ved brug af PT metoden vil være de samme. Der er dog større andel af partiklerne, som bør gå direkte til vandløbet.



Figur 21: Sammenligning af nitrattransport beregnet vha. stoftransport og partikelbaner ved forskellig dybder til redoxfronten.

Forskellen i frontdybde fundet ved partikelbaneberegning og advektion / dispersion beregning skyldes antageligt at partikelbaneberegningen ikke korrigerer for partik-

ler som burde gå direkte til drænen. Dette gælder for områder med nedadrettet gradient, hvor antallet af partikler som placeres i den mættede zone umiddelbart under drænene overestimeres og herved findes en optimal middelfrontdybde, som ligger dybere end advektionsmetoden, netop for at korrigere for at PT metoden skal have flere partikler direkte ud i vandløbene.

I AD metoden findes en optimal effektiv frontdybde umiddelbart under drændybden.

Når man sammenholder de to metoder med farveskiftet set i boringerne er der en betydelig forskel, jf. Figur 3. Denne forskel kan skyldes at et farveskiftmetoden er behæftet men nogen usikkerhed, men kan også skyldes at der eksisterer nogle processer som ikke er beskrevet i modellen. Dette er eksempelvis også observeret i Loop 2 /ref/. Her blev denne forskel imødekommet ved at implementere en langsom nitratomsætning over redoxfronten og hurtig nitratreduktion under redoxfronten.

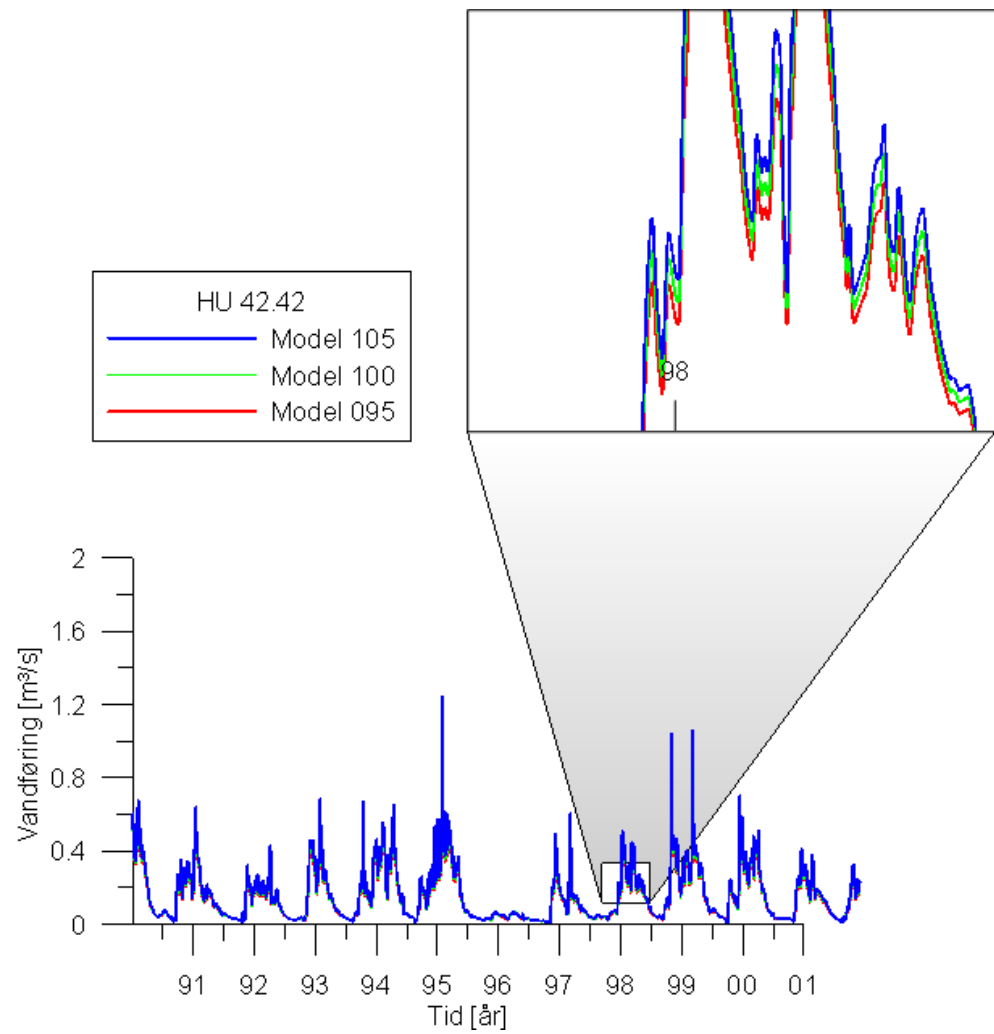
Dette kan også være tilfældet ved dette område. Der er meget organisk materiale i topjorden - 10-15 % og dette indhold af organisk materiale kan give en langsommere nitratomsætning i den umættede zone samt den mættede zone ned til redoxfronten. En langsom omsætning af nitrat i denne zone vil også betyde at der i sommerafstrømningen må være en lidt højere nitratkoncentration end nuværende model, og herved kan man antageligt finde en forklaring på, hvorfor modellen ikke når en nitratkoncentration på 2-3 mg/l.

5.4.2 Sensitivitetsanalyse

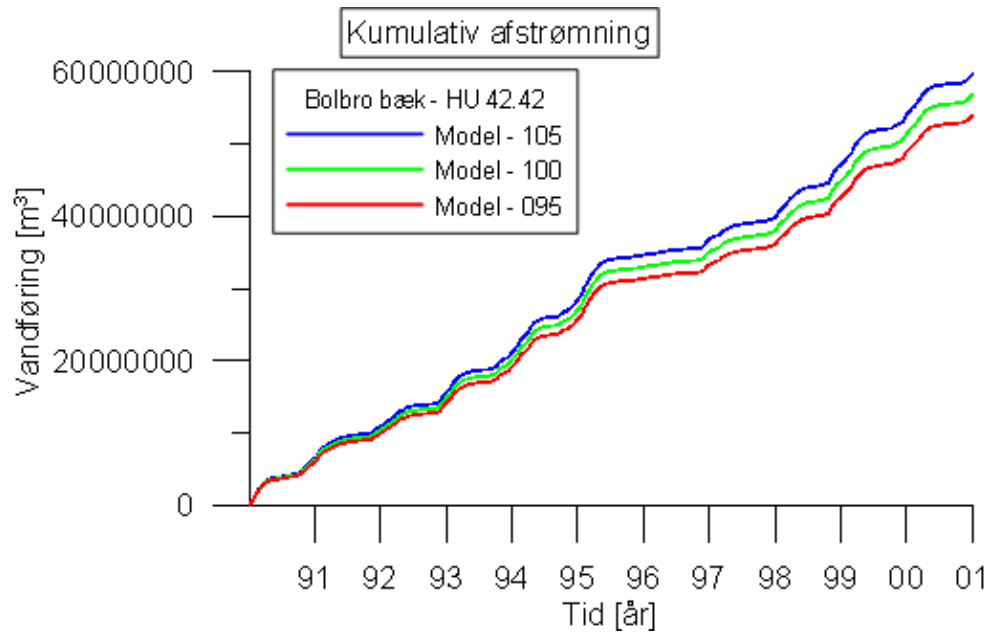
Der er foretaget en sensitivitetsanalyse på stoftransportdelen.

Der er foretaget 3 modelkørsler med varierende nettonedbør. Nettonedbøren er multipliceret med en faktor på hhv. 0,95, 1,00 og 1,05 svarende til 95 % , 100 % og 105 % af den oprindelige nettonedbør. Herefter er der foretaget stoftransportberegning med en dybde til redoxfronten på 2 m.u.t. Der er benyttet samme nitratinput (masse / tid), hvorved koncentrationen er varierende og afhængig af nettonedbøren.

Figur 22 viser tidsserier for afstrømningen ved station HU 42.42, mens Figur 23 viser den kumulative afstrømning.

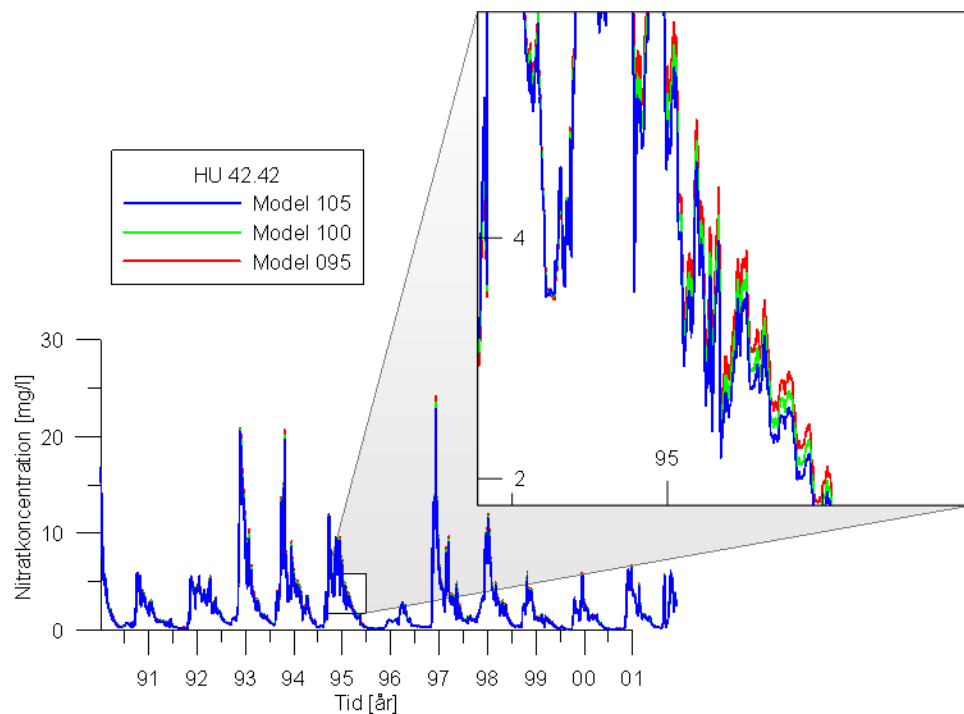


Figur 22: Afstrømning ved station HU 42.42 for de tre sensitivitsberegninger



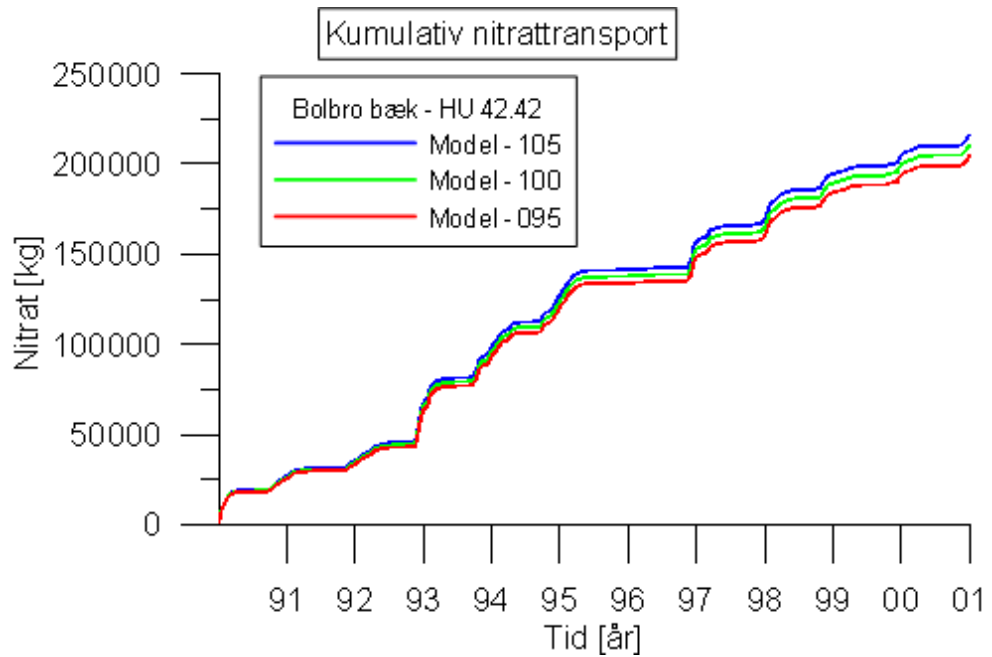
Figur 23: Kumulativ afstrømning ved station HU 42.42 for de tre sensitivitetserregninger.

Figur 24 viser tidsserier for nitratkoncentrationen for de tre sensitivitetserregninger ved station HU 42.42. Koncentrationsprofilerne er næsten sammenfaldende. Modellen med reduceret nettonedbør har en lidt højere koncentration.



Figur 24: Tidsserier for nitratkoncentration ved station HU 42.42 for de tre sensitivitetserregninger.

Figur 25 viser den kumulative nitrattransport for de tre sensitivetsberegninger. Modellen med forøget nettonedbør har også en højere samlet transport, hvilket må antages at skyldes forsinket afstrømning. Hvis det udelukkende er drænaforstrømning, som bidrager til nitrattransporten, så vil den samlede nitrat til systemet være konstant.



Figur 25: Tidsserier for kumulativ nitrattransport ved station HU 42.42 for de tre sensitivetsberegninger.

Tabel 2 viser middelforstrømning og transport af nitrat ved station HU 42.42 for scenarieberegningerne for perioden 1991-2001. For afstrømningen ser man som forventet en ca. 5 % mindre middelforstrømning ved modellen hvor nettonedbøren er reduceret med 5 % - og for modellen med 5 % forøget nettonedbør er den beregnede afstrømning 5 % større end referencescenariet.

Transporten af nitrat er lidt anderledes. I situationen med 5 % reduceret nettonedbør er transporten af nitrat 3 % mindre og en forøgelse på 3 % nitrattransport ved en forøgelse af nettonedbøren på 5 %.

Tabel 2: Middelfaststrømning og -transport af nitrat ved station HU 42.42 for scenarieberegningerne for 1991-2001.

Model	Afstrømning [l/s]	Transport [kg/dag]
Sens095	3,65	49,03
Sens100	3,84	50,46
Sens105	4,04	51,84

Årsagen hertil må skyldes at en stor del af transporten af nitrat til Bolbro bæk sker i situationer med stor drænastrømning. En forøgelse af nettonedbøren vil betyde at større områder bidrager med drænastrømning og herved vil transporten af nitrat forøges.

5.4.3 Diskretisering

Man kan diskutere om man kan opløse en stor model som LOOP 6 tilstrækkeligt både vertikalt og horisontalt.

Den horisontale diskretisering på 50x50 m celler er udarbejdet efter input fra DAISY og giver antageligt en rimelig opløsning.

Den vertikale diskretisering er vigtig idet nitratkoncentrationen antages at være konstant inden for en modelcelle. Hvis der er 4 modellag i modellen mellem nitratfronten og grundvandsspejlet, kan man udtrække et koncentrationsprofil bestående af 4 punkter. Der sker herved en stor numerisk udglatning af et relativt detaljeret DAISY input med daglige værdier. Den relative grove diskretisering bevirker i høj grad at der forekommer numerisk dispersion.

6 Referencer

- /1/ Ernstsens, V., Henriksen, H. J., von Platen, F. (2001) Principper for beregning af nitratreduktion i jorlagene under rodzonen, Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 24, 2001, side 17; på <http://www.mst.dk/udgiv/publikationer/2001/87-7944-713-9/pdf/87-7944-714-7.pdf>, 22.12.2004
- /2/ J. R. Hansen & V. Ernstsens & J. C. Refsgaard & S. Hansen (2008) Field scale heterogeneity of redox conditions in till upscaling to a catchment nitrate mode. HydrogeologyJournal 16, 1251-1266, 2008.
- /3/ Miljøcenter Nykøbing Falster (2008): Beregning af nitratomsætning I oplandet. Oplandsmodel for landovervågningsopland 1. Af Alectia.
- /4/ GEUS (2000): Repræsentative prøver til CFC-datering af grundvand er udtaget i LOOP boringerne ved Bolbro Bæk. J.nr. GEUS 075-034
- /5/ Vandmiljøplanens overvågningsprogram Landovervågningsoplande LOOP 1, Hydrogeologisk kortlægning af Højvads Rende, december 1989, intern rapport nr. 43.
- /6/ Håndbog i grundvandsmodellering, Sonnenborg & Henriksen (eds) © 2005/80 GEUS
- /7/ Landovervågning LOOP 6 - Fase 0 – Datagrundlag – delrapport for LOOP 6, juni 2009, ALECTIA for Miljøcenter Ribe.
- /8/ Landovervågning LOOP 6 – fase 1 – geologisk model – delrapport for LOOP 6, juni 2009, ALECTIA for MiljøcenterRibe.