



Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

Arbejdsrapport fra DMU nr. 245, 2008

Fosfortab fra det dyrkede areal til Stevning Dam, Hindemaj og Haderslev Dam

Kortlægning af risikoarealer og forslag til virkemidler



[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

Arbejdsrapport fra DMU nr. 245, 2008

Fosfortab fra det dyrkede areal til Stevning Dam, Hindemaj og Haderslev Dam

Kortlægning af risikoarealer og forslag til virkemidler

Hans Estrup Andersen ¹

Goswin Heckrath ²

Hans Thodsen ¹

John Bøhme Dybkjær ¹

Niels Bering Ovesen ¹

¹ Danmarks Miljøundersøgelser

² Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet

Datablad

Serietitel og nummer:	Arbejdsrapport fra DMU nr. 245
Titel:	Fosfortab fra det dyrkede areal til Stevning Dam, Hindemaj og Haderslev Dam
Undertitel:	Kortlægning af risikoarealer og forslag til virkemidler
Forfattere:	Hans Estrup Andersen ¹ , Goswin Heckrath ² , Hans Thodsen ¹ , John Bøhme Dybkjær ¹ , Niels Bering Ovesen ¹
Institutioner, afdelinger:	¹ Afdeling for Ferskvandsøkologi, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet ² Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Aarhus Universitet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsesår:	August 2008
Redaktion afsluttet:	April 2008
Faglig kommentering:	Kurt Nielsen
Finansiell støtte:	Miljøcenter Ribe
Bedes citeret:	Andersen, H.E., Heckrath, G.W., Thodsen, H., Dybkjær, J.B. & Ovesen, N.B., 2008: Fosfortab fra det dyrkede areal til Stevning Dam, Hindemaj og Haderslev Dam. Kortlægning af risikoarealer og forslag til virkemidler. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 38 s. – Arbejdsrapport fra DMU nr. 245. http://www.dmu.dk/Pub/AR245.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Størrelsen af dyrkningsbidraget til søerne i Haderslev Dam-systemet er vurderet med to forskellige metoder til at udgøre ca. 42 % af den samlede tilførsel. En risikokortlægning med det nye, danske P-indeks viser, at i alt 15 % af det dyrkede areal er i højrisiko mht. fosfortab. P-indeks-kortlægningen beskriver risikoen for fosfortab fordelt på fire tabsveje: erosion, overfladisk afstrømning, udvaskning gennem jordmatricen og udvaskning gennem makroporer. For de kortlagte høj-risikoområder er effekten på fosfortabet, de tilhørende omkostninger og omkostnings-effektiviteten gennemregnet for en række relevante virkemidler. I alt 20 forskellige kombinationer af virkemidler og tabsveje er analyseret.
Emneord:	Risikokortlægning, fosfor, virkemidler, kildeopsplitning
Layout:	Anne-Dorthe Villumsen
Illustrationer:	Grafisk værksted, DMU Silkeborg
ISSN (elektronisk):	1399-9346
Sideantal:	38
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside http://www.dmu.dk/Pub/AR245.pdf

Indhold

Sammenfatning 5

1 Indledning 6

2 Opgørelse af dyrkningsbidraget af fosfor til Stevning Dam, Hindemaj og Haderslev Dam 7

2.1 Opgørelse af dyrkningsbidraget af fosfor ved hjælp af kildeopsplitning 9

2.2 Opgørelse af dyrkningsbidraget af fosfor ved hjælp af modelberegninger 11

3 Kortlægning af risikoområder for fosfortab 14

4 Virkemidler til reduktion af fosfortab fra det dyrkede areal 19

5 Referencer 21

Bilag 1. Målebaseret kildeopsplitning 23

Bilag 2. Modellering af det diffuse tab af totalfosfor for 12 deloplande 26

Bilag 3. Beregning af virkemidlers effekt og omkostning 32

Danmarks Miljøundersøgelser

[Tom side]

Sammenfatning

Danmarks Miljøundersøgelser og Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, begge Aarhus Universitet, har for Miljøcenter Ribe lavet undersøgelser af fosfortabet fra landbrugsarealer til Stevning Dam, Hindemaj og Haderslev Dam. Indledningsvis blev størrelsen af dyrkningsbidraget vurderet med to forskellige metoder, da bestemmelse af dette bidrag er forbundet med stor usikkerhed. De to metoder er hhv. kildeopsplitning af den målte transport og beregning med en oplandsbaseret fosfortabsmodel. Undersøgelsen viste, at dyrkningsbidraget i perioden 2000-2005 udgjorde ca. 42 % af den samlede tilførsel til søerne. Baggrundsbidraget udgjorde andre 42 %, mens spredt bebyggelse og punktkilder (renseanlæg og regnvandsbetingede udløb) tegnede sig for hhv. 7 % og 9 %. Da baggrundsbidraget vanskeligt kan nedsættes, er det altså især mod dyrkningsbidraget, indsatsen skal rettes, hvis man ønsker at nedbringe fosfortilførslen til søerne i Haderslev Dam-systemet markant. Indsatsen mod diffuse fosfortab er mest omkostningseffektiv, hvis den kan fokuseres mod de områder, der udgør en særlig høj risiko for at tabe fosfor til overfladevand. Derfor blev der efterfølgende udført en risikokortlægning med det nye, danske P-indeks. P-indeks-kortlægningen beskriver risikoen for fosfortab fordelt på fire tabsveje: erosion, overfladisk afstrømning, udvaskning gennem jordmatricen og udvaskning gennem makroporer. Kortlægningen er lavet på grundlag af et stort antal GIS-tegninger. Dyrkningsdata kan ikke kortlægges på mindre geografisk enhed end markblokken, mens fx erosionsområder er kortlagt indenfor delområder i markblokkene. Kortlægningen viste, at i alt 15 % af det dyrkede areal er i højrisiko mht. fosfortab fordelt på tabsveje som følger: erosion 3,2 %, overfladisk afstrømning: 1,3 %, matrix-udvaskning: 4,8 % og makropore-udvaskning: 5,7 % af det dyrkede areal. Kortlægningen blev udført konservativt, dvs. med henblik på at fremhæve risikofyldte forhold. Mængden af høj-risikoområder kan derfor være overestimeret. For de kortlagte høj-risikoområder er effekten på fosfortabet, de tilhørende omkostninger og omkostningseffektiviteten gennemregnet for en række relevante virkemidler. I alt 20 forskellige kombinationer af virkemidler og tabsveje er analyseret. Miljøcenter Ribe og Haderslev Kommunes videre arbejde med nedbringelse af det diffuse fosfortab fra det dyrkede areal kan tage udgangspunkt i en kombination af risikokortlægningen og kataloget over virkemidlernes effekt, omkostninger og omkostningseffektivitet. Det er dog vigtigt at fremhæve, at risikokortlægningen og beregningen af effekten af virkemidlerne kun er vejledende. Før virkemidler iværksættes mod høj-risikoområder skal kortlægningen verificeres gennem feltbesøg og samtaler med landmanden.

1 Indledning

Haderslev Dam og Stevning Dam er i basisanalysen for Vanddistrikt 50 kategoriseret som værende i risiko for ikke at opnå Regionplanens målsætning for miljøtilstanden senest i 2015. Miljøcenter Ribe vurderer, at hovedproblemet er en for stor tilførsel af fosfor til søerne. En stor del af belastningen stammer fra kendte punktkilder og en anden del fra den diffuse afstrømning fra landbrugsarealer.

Miljøcenter Ribe har ønsket at forsyne Haderslev Kommune med et redskab til at prioritere indsatsen mod den diffuse fosforafstrømning fra de dyrkede arealer til Stevning Dam, Hindemaj og Haderslev Dam. Redskabet skal så detaljeret som muligt udpege særlige risikoområder for fosfortab. Desuden skal der anvises tiltag til at reducere fosfortilførslen, og tiltagene skal værdisættes, således at det ud fra en konkret vurdering er muligt at identificere de mest omkostningseffektive tiltag.

Danmarks Miljøundersøgelser og Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, begge Aarhus Universitet, har foretaget en kortlægning af risikoområder for fosfortab fra det dyrkede areal i oplandene til Stevning Dam, Hindemaj og Haderslev Dam. Kortlægningen er foretaget med det nye, danske P-indeks. For de identificerede høj-risikoområder er effekten på fosfortabet og de tilhørende omkostninger gennemregnet for en række relevante virkemidler. Indledningsvist er der foretaget en vurdering af betydningen af fosfortabet fra det dyrkede areal relativt til andre kilder.

2 Opgørelse af dyrkningsbidraget af fosfor til Stevning Dam, Hindemaj og Haderslev Dam

Før eventuelle indgreb mod dyrkningsbidraget af fosfor (P) til et vandområde iværksættes, er det vigtigt at have det bedste mulige estimat på størrelsen af dette bidrag. Dels for at sikre, at man prioriterer sin indsats rigtigt mellem flere mulige bidrag til vandområdet, dels af hensyn til senere at kunne vurdere effekten af de iværksatte indgreb.

Dyrkningsbidraget fra et opland estimeres oftest gennem en kildeop-splitning af den årlige transport af totalfosfor ud af oplandet via vandløb. Fosfortransporten beregnes på grundlag af daglig middelvandføring og koncentrationen af total-fosfor (TP) målt typisk 1 - 2 gange pr. måned (Bijl et al., 2007). Koncentrationen af TP interpoleres lineært til daglige værdier mellem målingerne, hvorved der kan beregnes en transport pr. døgn og pr. år. Stoftransporten ud af oplandet består af en række bidrag:

$$(1) \quad T = P + D + S + B + M + A - R$$

hvor

T = Den totale totalfosfor-transport

P = Fosforudledning fra rensningsanlæg, industri, dambrug og regnvandsbetingede udløb

D = Fosforudledningen fra dyrkede arealer

B = Baggrundsbidraget fra dyrkede arealer og skov- og naturarealer

S = Fosforudledning fra spredt bebyggelse

R = Fjernelse eller tilbageholdelse (retention) af fosfor under transporten gennem vandløbssystemet i den betragtede periode

M = Mobilisering/frigivelse af fosfor fra vandløbssystemet i den betragtede periode

A = Atmosfærisk fosfordeposition på vandarealer i oplandet

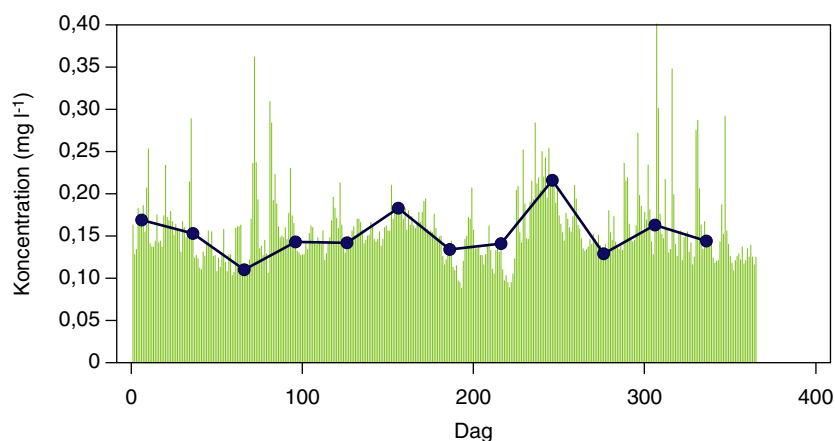
I vandløbssystemer uden søer antages fosforretention og fosformobilisering ofte at være ubetydelige vurderet over et år, ligesom også den atmosfæriske fosfordeposition på vandarealer uden søer er negligibel. Udledningen fra rensningsanlæg, industri, dambrug og regnvandsbetingede udløb vurderes på grundlag af målinger eller modelberegninger (med avancerede modeller, eller via standardværdier for udledning pr. PE og rensningsgrad). Bidrag fra spredt bebyggelse vurderes på grundlag af information om antal bebyggelser, der ikke er tilsluttet offentlig kloakering, antallet af beboere samt eventuelt om rensningsgrad. Baggrundsbidraget vurderes på grundlag af målinger i 19 naturoplande og angives

som en fast totalfosfor-koncentration pr. georegion, der ganges på det aktuelle års vandafstrømning (Bøgestrand, 2006). Dyrkningsbidraget findes som restleddet, når stoftransporten fratrækkes bidrag fra punktkilder, spredt bebyggelse og baggrund:

$$(2) \quad D = T - P - S - B$$

Ved denne metode knyttes al usikkerhed (herunder måleusikkerhed og usikkerhed som følge af utilstrækkelig målefrekvens) på opgørelsen af totaltransporten, af punktkilder, af spredt bebyggelse og af baggrundsbidrag herved til opgørelsen af dyrkningsbidraget. Størrelsen af dyrkningsbidraget risikerer hermed at blive meget usikkert bestemt. Det er fx velkendt, at transporten af totalfosfor undervurderes, når den bestemmes på grundlag af stikprøver udtaget med faste tidsintervaller henover året (Pedersen og Kronvang, 2005). En undersøgelse i 9 vandløb instrumenteret til kontinuert prøvetagning af fosfor gennem 7 år viste, at den 'sande' fosfortransport opgjort ved kontinuert prøvetagning var 71 % større (eller 0,124 kg TP ha⁻¹ i absolut afvigelse) end transporten beregnet ud fra stikprøver (Kronvang *et al.*, 2000). Oplandene til de 9 vandløb er alle små, mindre end 15 km². I større vandløbssystemer er underestimeringen af fosfortransporten relativt mindre i kraft af, at afstrømningstoppe er mere udjævnede, figur 2.1.

Figur 2.1 Den lineære interpolationsmetodes systematiske underestimering af den årlige transport illustreret på data fra et stort vandløb, Odense Å ved Kratholm (oplandsareal = 545km²). Målte, daglige totalfosfor-koncentrationer er vist sammen med koncentrationer interpoleret på grundlag af månedlige målinger (efter Pedersen og Kronvang, 2005). De høje fosforkoncentrationer er som regel sammenfaldende med en høj vandafstrømning.

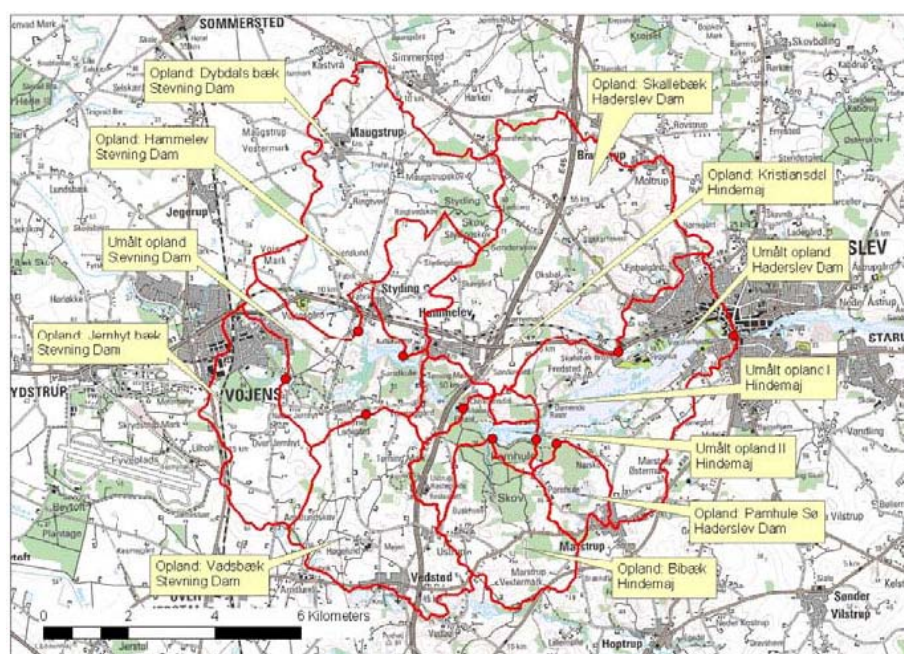


I det følgende bestemmes dyrkningsbidraget af totalfosfor på to uafhængige måder. Dels ved hjælp af kildeopsplitning baseret på målinger og dels ved hjælp af en uafhængig modellering med empiriske fosfortabsmodeller udviklet af DMU. Formålet med øvelsen er at sikre en bedre bestemmelse af dyrkningsbidragets størrelse. Anvendelse af to metoder til opgørelse af dyrkningsbidraget giver mulighed for en mere kvalificeret vurdering af dets størrelse. Til kildeopsplitningen baseret på målinger af totaltransporten er kun anvendt data fra oplande uden søer for at undgå den forøgede usikkerhed, der følger af estimering af eventuelle bidrag fra intern belastning (frigivelse af fosfor fra søsedimentet). Resultatet af kildeopsplitningen kan altså ikke bruges til at vurdere den samlede fosfortilførsel til søsystemet.

2.1 Opgørelse af dyrkningsbidraget af fosfor ved hjælp af kildeopsplitning

Denne opgørelse er baseret på data for oplandene Vadsbæk, Dybdals Bæk, Hammelev Bæk og Bibæk (1990-1997 samt 2003) og Jernhyt Bæk og Skallebæk (1990-2006) (figur 2.2). Data stammer fra MC Ribe (Kim Hansen, prs. komm.) bortset fra data vedrørende punktkilder og spredt bebyggelse for Vadsbæk, Dybdals Bæk, Hammelev Bæk og Bibæk, der stammer fra Mæhl, P. (1999). Til opgørelsen har indgået data for transport af totalfosfor (målt, kg år^{-1}), årlig, gennemsnitlig vandføring (målt, l s^{-1}) samt bidrag fra punktkilder og spredt bebyggelse (målt/estimeret, kg år^{-1}). Baggrundsbelastningen (kg år^{-1}) er beregnet som produktet af et estimat af baggrundskoncentrationen ganget med den årlige vandføring. Estimer for baggrundskoncentrationen (én årlig, konstant værdi) er fundet i Bøgestrand (2006). Baggrundskoncentrationen varierer mellem georegioner, hvor baggrundskoncentrationen for georegion Østdanmark er 54 $\mu\text{g totalfosfor l}^{-1}$ og for georegion Midtjylland 40 $\mu\text{g totalfosfor l}^{-1}$. Tabel 2.1 viser de 12 deloplandes fordeling på georegioner.

Figur 2.2 Oversigt over de 12 deloplande til Haderslev-Vojens Tunneldalens søer. Røde punkter angiver placering af målestationer (fra Müller og Jensen, 2005).

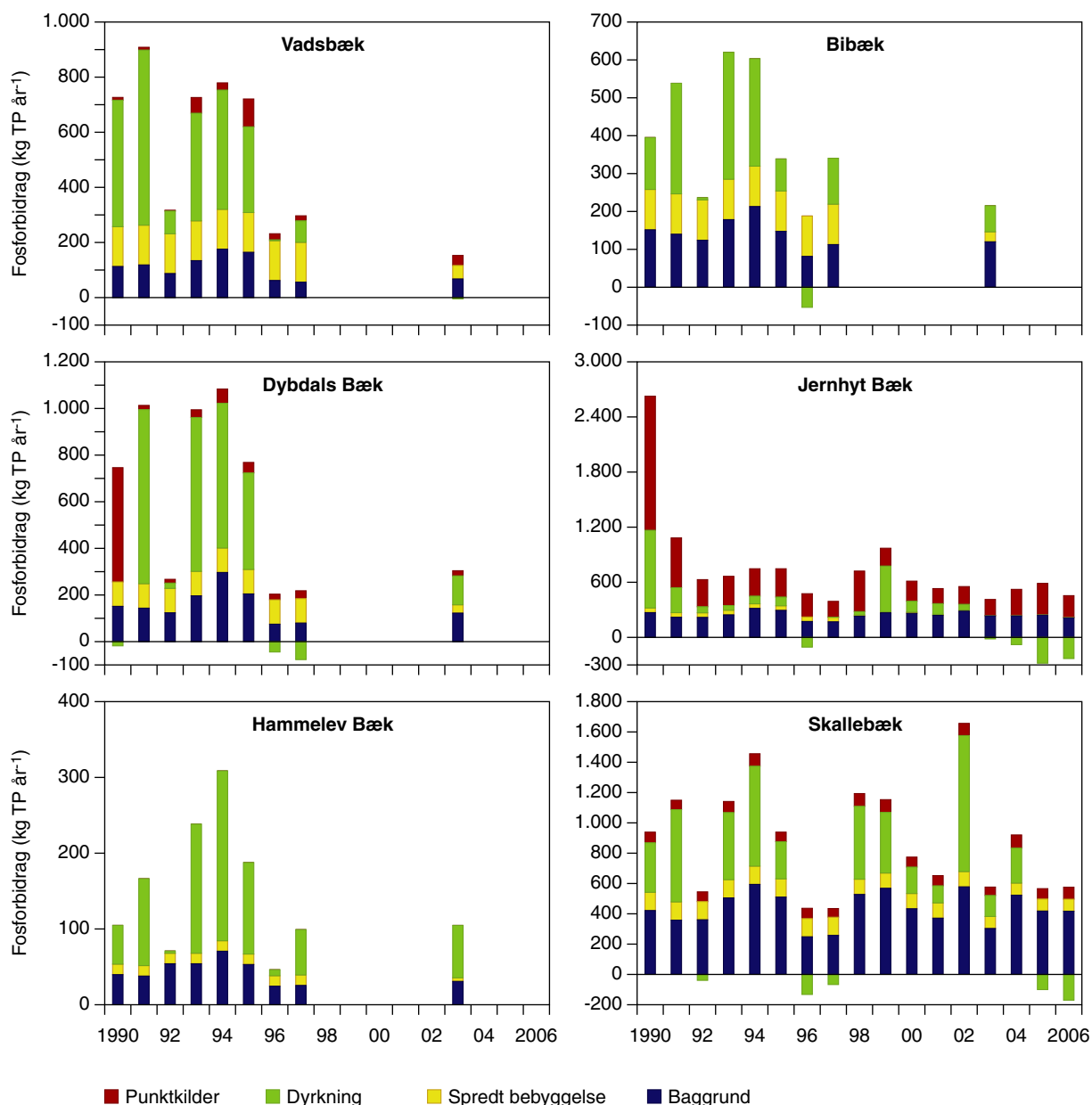


Tabel 2.1 Oversigt over hvilke søer, de 12 deloplande afdræner til og placering i georegion (se senere): Ø = Østdanmark, M = Midtjylland.

Stevning Dam (M)	Hindemaj	Haderslev Dam
Jernhyt Bæk (M)	Kristiansdal (M)	Skallebæk (Ø)
Dybdals Bæk (M)	Bibæk (M)	Pamhule Sø (Ø)
Vadsbæk (M)	Umålt opland Hindemaj I (M)	Umålt opland Haderslev Dam (Ø)
Hammelev Bæk (M)	Umålt opland Hindemaj II (Ø)	
Umålt opland Stevning Dam (M)		

Resultatet af den målebaserede kildeopsplitning kan ses i figur 2.3. De bagvedliggende data er gengivet i bilag 1. Som det fremgår af figuren og bilag 1 beregnes der i en del år, specielt tørre år som 1996 og 2005, negative dyrkningsbidrag. Dette er naturligvis et meningsløst resultat, som skyldes den ovenfor beskrevne usikkerhed på opgørelsen af dyrkningsbidraget. Usikkerheden fremgår særligt tydeligt i tørre år, hvor total-

transporten, som i forvejen sandsynligvis er undervurderet med den anvendte prøvetagningsfrekvens, er lille, mens bidrag fra spredt bebyggelse indgår med en fast, årsuafhængig værdi. Baggrundsbidraget er ligeledes beregnet på grundlag af en fast, årsuafhængig koncentration. På trods heraf ses dyrkningsbidraget at udgøre en betydelig del af den samlede transport i de fleste oplande. Mindst er dyrkningsbidraget i Jernhyt Bæk, hvor det udgør 10 % af det samlede fosfortab. Jernhyt Bæk har dels den mindste andel af dyrket areal (62 % af det samlede oplandsareal), dels har oplandet det største punktkildebidrag. Dyrkningsbidraget andel er størst i Hammelev Bæk med 64 % af det totale fosfortab. Dyrkningsbidragets andel af det totale oplandsfab er vist i tabel 2.2.



Figur 2.3 Målebaseret kildeopsplitning for Vadsbæk, Dybdals Bæk, Hammelev Bæk, Bibæk, Jernhyt Bæk og Skallebæk.

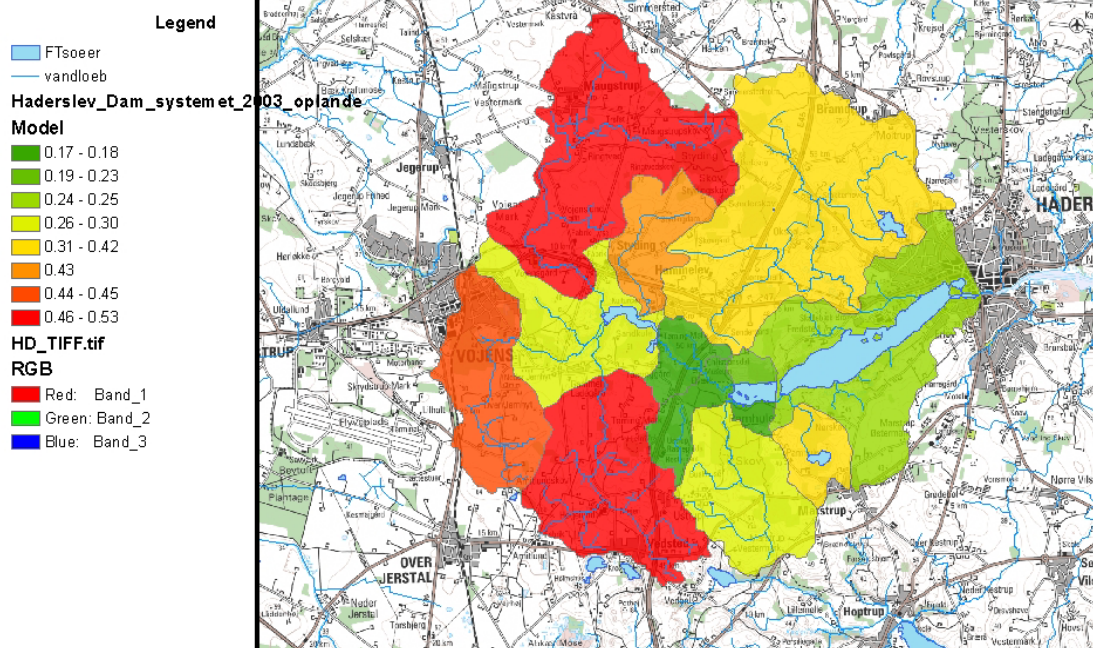
Tabel 2.2 Dyrkningsbidragets andel af det samlede oplandstab af totalfosfor (medianværdier for perioden). Baseret på måling af det samlede oplandstab. Størrelsen af det dyrkede areal bestemt i AIS (Nielsen *et al.*, 2000).

Opland	Periode	Dyrket areal	Dyrkningsbidrag
		% af totalt oplandsareal	% af total tab (median for perioden)
Vadsbæk	1990-1997, 2003	85	43
Hammelev Bæk	1990-1997, 2003	86	64
Dybdals Bæk	1990-1997, 2003	86	41
Bibæk	1990-1997, 2003	68	35
Jernhyt Bæk	1990-2006	62	10
Skallebæk	1990-2006	77	25

2.2 Opgørelse af dyrkningsbidraget af fosfor ved hjælp af modelberegninger

For at støtte opgørelsen af dyrkningsbidraget er der gennemført en uafhængig modelberegning af det diffuse tab af totalfosfor. Den anvendte model er udviklet af Andersen *et al.* (2005) på data fra de såkaldte intensiv-stationer i perioden 1994 – 2002. På intensiv-stationerne blev der gennemført kontinuert prøvetagning for fosfor, og de beregnede transportestimer er dermed tæt på de sande værdier. Modellen beregner det samlede tab af totalfosfor fra det åbne land, dvs. summen af baggrundsbidraget, dyrkningsbidraget og et eventuelt bidrag fra spredt bebyggelse. For de 12 deloplande, som tilsammen udgør oplandet til Stevning Dam, Hindemaj og Haderslev Dam (se figur 2.1) er der foretaget modelberegninger for perioden 1990 – 2005. Bilag 2 indeholder en beskrivelse af modellen og arbejdet med opsætning af modellen på de 12 deloplande.

Modellen er anvendt til at estimere det samlede, dyrkningsbetingede tab af totalfosfor til søsystemet for perioden 2000-2005. Modellen er anvendt på hver af de 12 deloplande, figur 2.4. Figur 2.4 viser de direkte modelberegnete værdier, som angiver det samlede, diffuse fosfortab, altså inklusiv baggrundsbidrag og bidrag fra eventuel spredt bebyggelse. De modelberegnete tab af totalfosfor er derefter fratrasket det estimerede baggrundsbidrag (beregnet som beskrevet i afsnit 1.1) og bidrag fra spredt bebyggelse opgivet af Kim Hansen (prs. komm.) og Mæhl, P. (1999) og angiver således dyrkningsbidraget. Resultaterne er derefter summeret som direkte bidrag til de tre søer, tabel 2.3 og figur 2.5. Tabel 2.3 og figur 2.5 indeholder ikke bidrag fra eventuel intern belastning fra søerne.

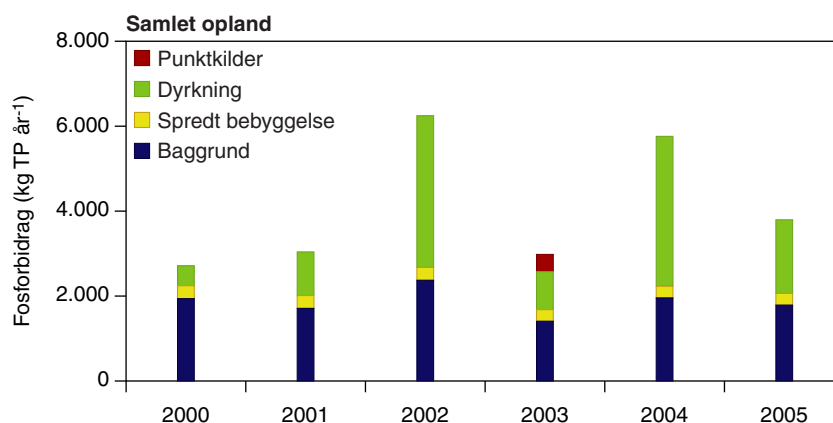


Figur 2.4 Modelberegnet diffus afstrømning af totalfosfor ($\text{kg TP ha}^{-1} \text{år}^{-1}$). Den diffuse afstrømning omfatter dyrkningsbidraget, baggrundsbidraget og bidrag fra eventuel spredt bebyggelse.

Tabel 2.3 Opgørelse af dyrkningsbidraget ved hjælp af modelberegninger. Det samlede diffuse oplandstab er modelberegnet, hvorefter estimer for baggrundsbidraget og bidraget for spredt bebyggelse er fratrasket. Oplysninger om punktkildeoplysninger har kun været tilgængelige for alle 12 deloplande for 2003.

		Dyrkning	Spredt bebyggelse	Baggrund	Punktkilder kun 2003
		kg/år			
2000	Stevning Dam	485	121	884	
2000	Hindemaj	-78	38	301	
2000	Haderslev Dam	66	144	753	
2000	Total	473	303	1939	
2001	Stevning Dam	841	120	787	
2001	Hindemaj	-110	38	272	
2001	Haderslev Dam	297	144	652	
2001	Total	1028	302	1710	
2002	Stevning Dam	2430	120	984	
2002	Hindemaj	213	38	398	
2002	Haderslev Dam	930	144	990	
2002	Total	3573	302	2372	
2003	Stevning Dam	669	112	677	256
2003	Hindemaj	-33	38	207	5
2003	Haderslev Dam	260	122	524	146
2003	Total	896	272	1407	406
2004	Stevning Dam	2462	114	767	
2004	Hindemaj	96	38	290	
2004	Haderslev Dam	972	123	900	
2004	Total	3529	275	1957	
2005	Stevning Dam	1215	114	803	
2005	Hindemaj	12	38	255	
2005	Haderslev Dam	508	123	729	
2005	Total	1734	275	1787	

Figur 2.5 Opgørelse af dyrkningsbidraget til det samlede søsystem ved hjælp af modelberegninger. Det samlede diffuse oplandstab er modelberegnet, hvorefter estimerer for baggrundsbidraget og bidraget for spredt bebyggelse er fratrasket. Oplysninger om punktkildeoplysninger har kun været tilgængelige for alle 12 deloplande for 2003.



Fra tabel 2.3 kan det beregnes, at det samlede dyrkningsbidrag i gennemsnit for 2000-2005 er på 1872 kg TP år⁻¹, hvilket svarer til 42 % af den samlede tilførsel af totalfosfor til søsystemet (under antagelse af, at punktkildebidraget for 2003 udtrykker det gennemsnitlige punktkildebidrag for perioden). Baggrundsbidraget udgør også 42 %, mens bidrag fra spredt bebyggelse og punktkilder kun tegner sig for hhv. 7 % og 9 %. Da baggrundsbidraget vanskeligt kan nedsættes, er det altså især mod dyrkningsbidraget, indsatsen skal rettes, hvis man ønsker at nedbringe fosfortilførslen til søerne i Haderslev Dam-systemet markant.

3 Kortlægning af risikoområder for fosfortab

Tab af fosfor fra dyrkningsjord til overfladevand er en kompleks funktion af klima, topografi, jordbundsegenskaber og dyrkningspraksis. Fosfortransporten fra et opland optræder ofte med stor tidsmæssig variation, hvilket skyldes, at en stor del af den totale fosfortransport forekommer i få, store afstrømningsbegivenheder. Fosfortabet fra det åbne land antages desuden at hidrøre fra en relativt begrænset del af det samlede areal. Risikoområder, der i den internationale litteratur benævnes som kritiske kildeområder (*critical source areas*), er områder, hvor en effektiv transportvej (fx erosion eller dræning) forbinder fosforkilder i landskabet (fx høj fosforstatus i jorden eller høj tilførsel af gødnings-fosfor) med et vandløb eller en sø. Risikoområder findes således typisk på markniveau, og det er på dette niveau, der bør foretages tabsbegrænsende foranstaltninger (Heckrath *et al.*, 2005).

Risikoområder for fosfortab fra det dyrkede areal til overfladevand i oplandene til Stevning Dam, Hindemaj og Haderslev Dam er kortlagt ved hjælp af det nye danske P-indeks. For en grundig beskrivelse af P-indekset henvises til Andersen *et al.* (2008).

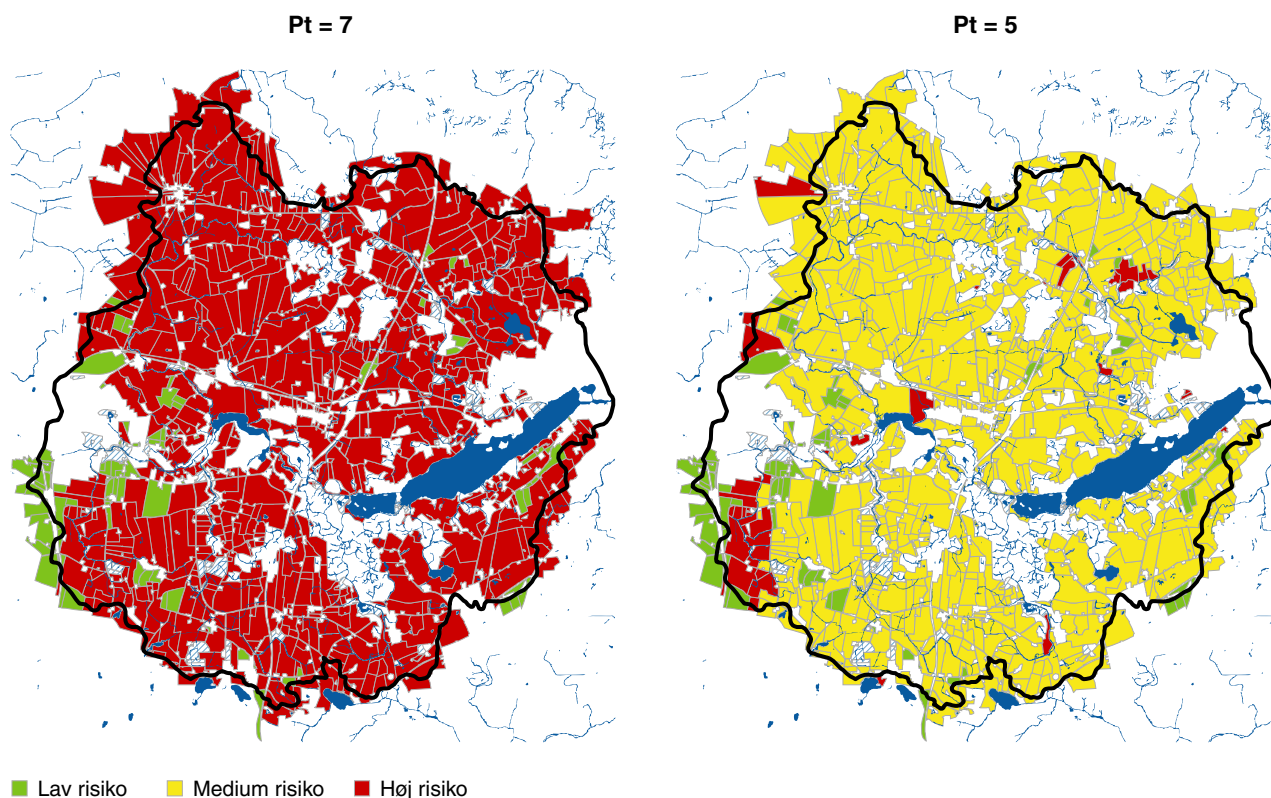
P-indekset anvendes på mark- eller markblokniveau til at beskrive den relative betydning af en række fosfortabsveje. For hver tabsvej beskrives fosforkilden, mobilisering af fosfor fra kilden, og transport af fosfor fra kilden til overfladevand. I P-indekset kombineres en række kortlagte risikofaktorer til én værdi for hver fosfortabsvej. Af P-indeks-beregningen kan det ses, hvilken risikofaktor, der bidrager mest til den samlede risiko for hver fosfortabsvej. Heri ligger en værdifuld rådgivning i valg af det for det enkelte risikoområde mest velegnede virkemiddel til modvirkning af fosfortabet. I den foreliggende version af P-indekset indgår fire tabsveje for fosfor fra dyrkningsjorden til overfladevand (grøfter, vandløb, søer): erosion, overfladisk afstrømning, udvaskning gennem jordmatricen og udvaskning gennem makroporer.

Ulempen ved P-indekset er, at det kun i begrænset omfang afspejler kompleksiteten i tabsprocesserne, og at risikovurderingen ikke bygger på et tidsligt forløb eller en sammenhæng af tabsprocesserne. P-indekset kan ikke beregne konkrete tabsmængder, men forsøger at afspejle de mere langsigtede faktorer, der påvirker tabsrisikoen. Anvendelsen af P-indekset til at udpege virkemidler mod fosfortab bør kombineres med konkrete vurderinger på stedet. Et P-indeks er således et fagligt grundlag for diskussion mellem jordbrugeren og miljøforvalteren i en miljøplanlægningsproces.

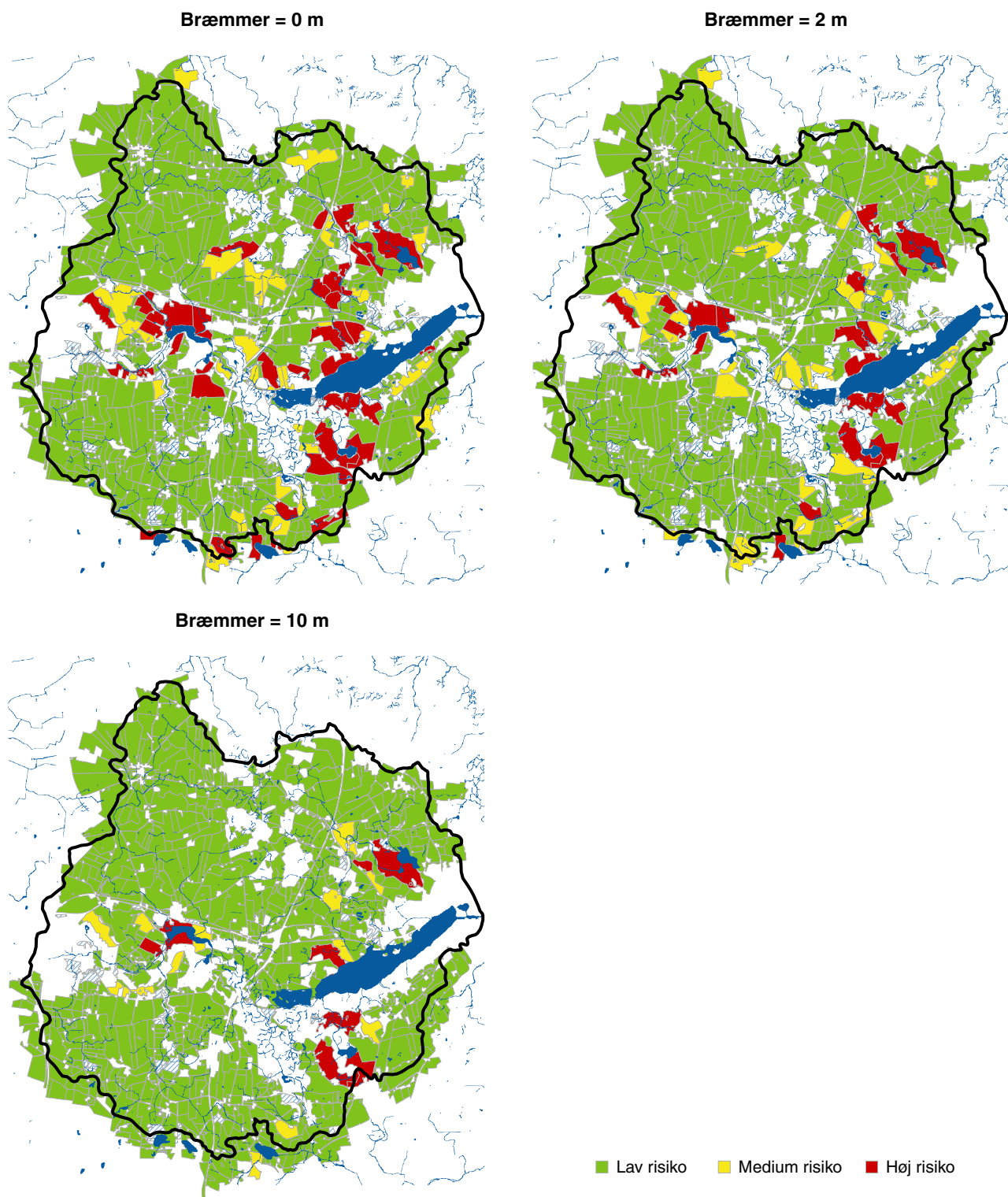
I opsætningen af P-indekset på oplandene til Stevning Dam, Hindemaj og Haderslev Dam havde vi ikke adgang til de målte fosfortal, P_t , på markniveau. Fosfortallet er en betydningsfuld faktor i beskrivelsen af fosforkilden. I stedet er P-indeks for alle markblokke beregnet med et fast fosfortal på $P_t = 5$. Et fosfortal på 5 er højt, men dog ikke så højt, at det totalt dominerer indeks-beregningen. Kortlægningen afspejler således i høj grad transportfaktorerne. Til sammenligning er der også foreta-

get en beregning med $Pt = 7$, figur 3.1. Sammenligning af de to kortlægninger viser direkte hvilke markblokke, der ændrer klassifikation fra 'medium risiko' til 'høj risiko' ved det højere fosfortal, og hvor man altså skal være særlig opmærksom på fosforkilden. Tilstedeværelsen af eventuelle eksisterende bræmmer langs vandløb og søer er en anden betydningsfuld faktor for tabspotential, som det ikke var muligt at kortlægge. P-indeks-beregningen er derfor foretaget med en antaget bræmmebredde overalt på 0 m. En bredde på 0 m er valgt dels for at fremhæve risikable tabsprocesser, dels fordi kravet om 2 m bræmmer kun gælder for målsatte vandløb, men ikke for fx åbne grøfter i landskabet. Der er foretaget supplerende beregninger med bræmmebredder på 2 m og 10 m for at illustrere betydningen på fosfortabsrisikoen, figur 3.2. Alle de udarbejdede kort er udleveret til Miljøcenter Ribe som ArcGIS-temaer.

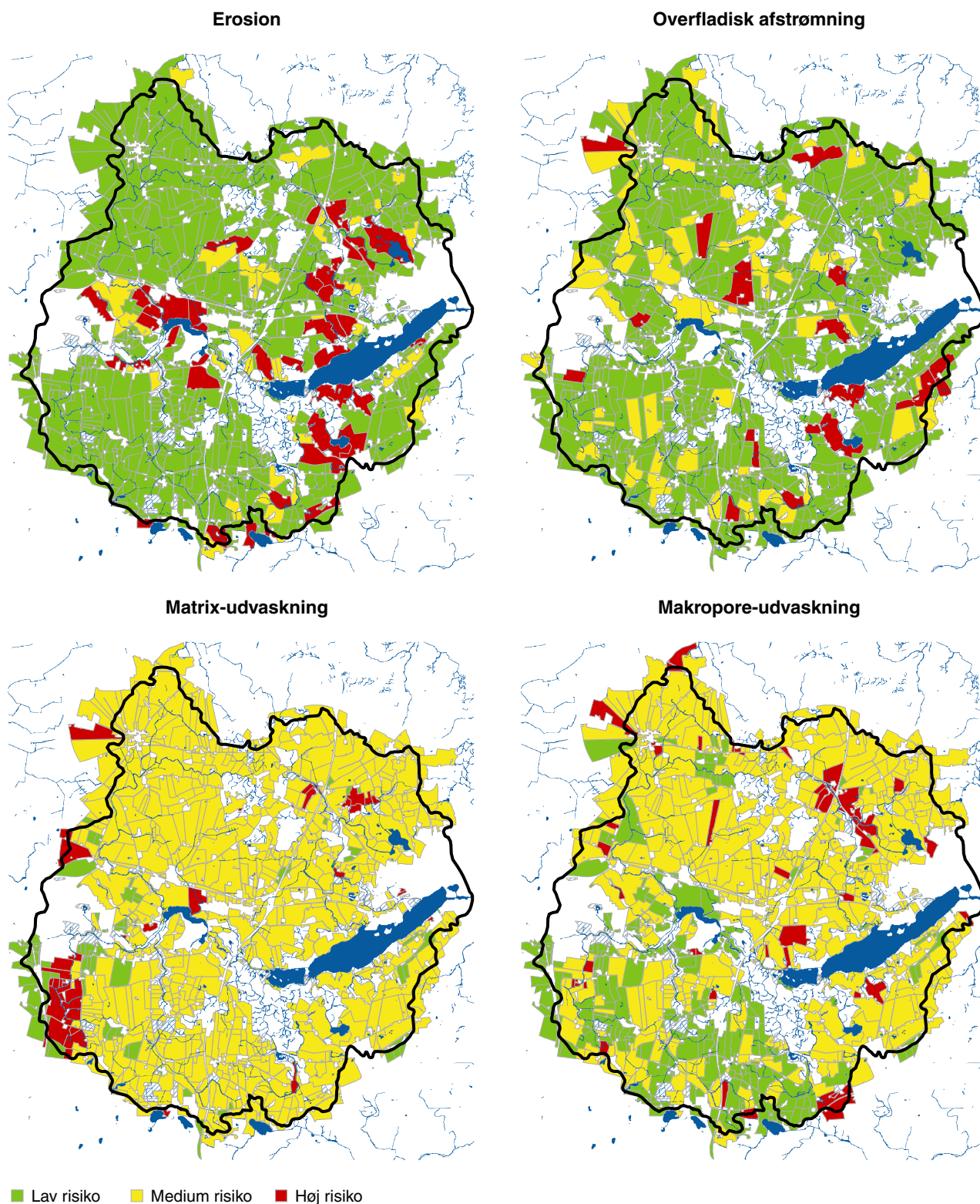
Den udførte kortlægning af risikoarealer for fosfortab fra det dyrkede areal i oplandene til Stevning Dam, Hindemaj og Haderslev Dam (figur 3.3) kan bruges af miljømyndighederne til at fokusere indsatsen mod det diffuse fosfortab mod de områder, hvor tabsrisikoen er størst. Herved opnås den største *cost-effectiveness*. Det er imidlertid vigtigt at understrege, at risikokortlægningen kun er vejledende. Før virkemidler iværksættes mod høj-risikoområder skal kortlægningen verificeres gennem feltbesøg og samtale med landmanden. Tilsvarende kan kortlægningen ikke 'frikende' arealer fra at udgøre en tabsrisiko.



Figur 3.1 Illustration af betydningen af fosfortallet, Pt. Beregning af del-indeks for matrix-afstrømning (udvaskning) ved hhv. $Pt = 7$ til venstre og $Pt = 5$ til højre. Legende: grøn = lav risiko, gul = medium risiko, rød = høj risiko.



Figur 3.2 Illustration af betydningen af bræmmebredden. Beregning af del-indeks for erosion ved hhv. bræmmer = 0 m (til venstre), bræmmer = 2 m (i midten) og bræmmer = 10 m (til højre). Legende: grøn = lav risiko, gul = medium risiko, rød = høj risiko.



Figur 3.3 De fire delindeks for fosfortabs-risiko: erosion (øverst, til venstre), overfladisk afstrømning (øverst, til højre), matrix-udvaskning (nederst, til venstre) og makropore-udvaskning (nederst, til højre). Legende: grøn = lav risiko, gul = medium risiko, rød = høj risiko.

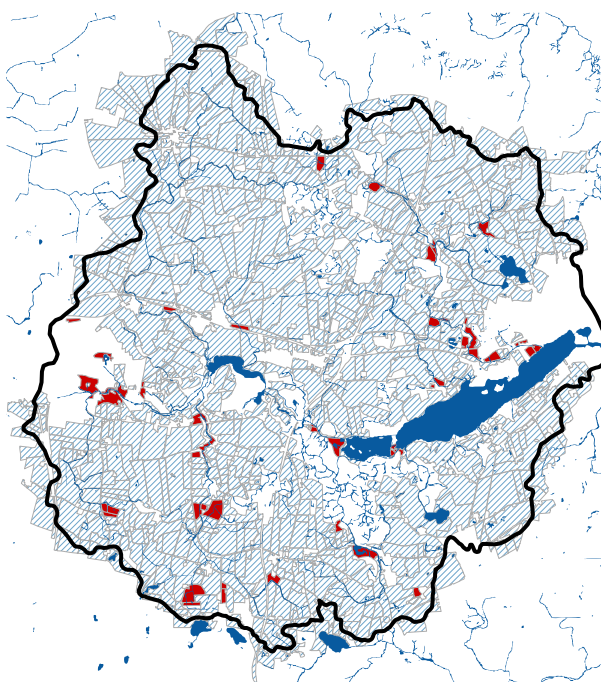
Størrelsen af risikoområderne fordelt på de fire tabsveje er vist i tabel 3.1. I alt 15 % af det dyrkede areal er klassificeret som værende i højrisiko. Der er sandsynligvis tale om en over-estimering af tabsrisikoen, fordi alle beregninger er udført under antagelse af et relativt højt fosfortal ($P_t = 5$) på alle marker og en bræmmebredde på 0 m. Desuden vil der sandsynligvis på arealer, hvor der ofte forekommer erosion, allerede være fo-

retaget foranstaltninger til at modvirke dette. Dyrket, organogen lavbundsjord (tørvejord) er medtaget i tabellen, idet visse organogene lavbundsJORde udgør en stor tabsrisiko. Risikoen for fosfortab er imidlertid afhængig af forholdet mellem jern og fosfor i jorden. Dette forhold kan ikke kortlægges, men må i hvert tilfælde måles (se nærmere i Andersen, 2008). De kortlagte dyrkede, organogene lavbundsJORde er vist i figur 3.4.

Tabel 3.1 Oversigt over arealer kortlagt som værende i højrisiko-klasse fordelt på transportveje. Bemærk, at udpegning af organogen lavbundsJord omfatter alle arealer af denne jordbundstype. Hvorvidt arealerne faktisk er i højrisiko kan kun afgøres ved en egentlig måling af F_{eBD}/P_{BD} -forholdet (se Andersen, 2008). Tallene i parentes angiver procentdelen af det samlede, dyrkede areal.

Transportvej	Areal i højrisiko
Erosion	271 ha (3.2 %)
Overfladisk afstrømning	109 ha (1.3 %)
Matrix-afstrømning	403 ha (4.8 %)
Makropore-afstrømning	482 ha (5.7 %)
Organogen lavbundsJord	188 ha (2.2 %)

Figur 3.4 Kortlægning af de dyrkede, organogene lavbundsJORde (rød signatur).



4 Virkemidler til reduktion af fosfortab fra det dyrkede areal

Effekten og omkostningseffektivitet af en række virkemidler er gennemregnet for de kortlagte højriskoområder, tabel 4.1. Virkemidlerne og omkostningerne ved virkemidlerne er beskrevet i Godtfredsen-rapporten (Finansministeriet et al., 2007) og mere udførligt i Schou et al. (2007). Virkemidler mod fosfortab knyttes til risikokortlægningen med P-indekset ved hjælp af to faktorer: tabspotentiale og virkemiddel-procent. Tabspotentiale er et tal med dimensionen $[\text{kg P ha}^{-1}]$ knyttet til hver af de fire kortlagte tabsveje. Tabspotentialet angiver den størrelse, som fosfortabet gennemsnitligt kan reduceres med, hvis risikoområdet ved hjælp af virkemidler kan bringes fra højrisko til lavrisiko. Virkemiddelprocent er en størrelse knyttet til hvert virkemiddel og angiver, hvor stor en procentdel af tabspotentialet, der kan reduceres ved anvendelse af det aktuelle virkemiddel. Virkemiddel-procenterne stammer i et vist omfang fra Schou et al. (2007) og er ellers foreløbige ekspertskøn. Tabspotentialer er foreløbige ekspertskøn. Dokumentation af virkemiddelberegningerne findes i bilag 3.

Tabel 4.1 Beregning af effekten på fosfortabet af en række virkemidler mod forskellige tabsveje. Desuden er beregnet omkostningseffektivitet som prisen per fjernet kg fosfor. Beregningerne er dokumenteret i bilag 3. For lavbundsjord gælder, at alle kortlagte, dyrkede lavbundslande er medtaget i tabellen. De er ikke nødvendigvis i høj-risiko. Dette skal afklares gennem en faktisk måling af F_{BD}/P_{BD} -forholdet (se Andersen, 2008). Ådale er medtaget, ikke for at de udgør et risikoområde, men fordi visse virkemidler kan placeres her (se nærmere vedrørende forudsætninger i bilag 3).

Virkemiddel	Areal i højrisiko ha	Effekt af virkemiddel kg P	Omkostningseffektivitet Pris kr. (kg P) ⁻¹
<i>Erosion</i>			
Vedv. græs	271	813	1.670
10 m bræmmer	271	407	250
Braklægning	271	813	1.670
Skovrejsning	271	813	1.430
Undergødskning	271	41	290
<i>Overfladisk afstrømning</i>			
Vedv. græs	109	11	49.500
10 m bræmmer	109	11	4.500
Braklægning	109	44	12.400
Skovrejsning	109	109	4.300
Undergødskning	109	5	1.000
<i>Matrix-afstrømning</i>			
Undergødskning	403	10	1.800
Overrisling drænvand	62	6	32.200
Konst. vådområder	62	12	?
<i>Macro-afstrømning</i>			
Undergødskning	482	24	1.375
Braklægning	482	169	14.260
Skovrejsning	482	169	12.260
Overrisling drænvand	357	179	5.180
Konst. Vådområder	357	250	?
<i>Lavbund</i>			
Ophør med afvanding	188	38 - 94	2.600 - 6.420
<i>Ådalene</i>			
Ekstensivering, oversvømmelser	50	500 - 1500	43 - 130

Det er vigtigt at understrege, at både risikokortlægningen og beregningen af effekten af virkemidlerne kun er vejledende. Før virkemidler iværksættes mod høj-risikoområder skal kortlægningen verificeres gennem feltbesøg og samtale med landmanden. Tilsvarende gælder det for effekten af virkemidlet 'ekstensivering og midlertidig oversvømmelse af ådale', at de angivne ådalsarealer ikke allerede i dag henligger i en ekstensiv tilstand. Tabel 4.1 angiver potentialet for anvendelse af virkemidlerne i oplandene til Stevning Dam, Hindemaj og Haderslev Dam. Hvilke virkemidler, der faktisk skal tages i spil, og hvor de skal anvendes, må afhænge dels af reduktionsmålet for søerne, dels af lokale forhold. Det er således en opgave, der kun kan løses lokalt.

5 Referencer

Andersen, H. E. (red.) 2008. Udpegning af risikoområder for fosfortab til overfladevand. Arbejdsrapport fra DMU. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet (under forberedelse).

Andersen, H.E., Kronvang, B. & Larsen, S.E. 2005: Development, validation and application of Danish empirical phosphorus models. - Journal of Hydrology 304: 355-365.

Bijl, L. van der, Boutrup, S. & Jensen, P.N. (red.) 2007: NOVANA. Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse 2007-09 – del 2. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 120 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 615.

Bøgestrand, J., 2006. Ny metode til opgørelse af baggrundsbelastningen med N og P. Notat fra Danmarks Miljøundersøgelser. <http://www.dmu.dk/NR/rdonlyres/252030A3-5B1E-434E-84D5-2CECF55504AE/45136/Vejledning.dockling>

Finansministeriet, Fødevareministeriet, Miljøministeriet, Skatteministeriet og Økonomi- og Erhvervsministeriet. 2007. Fagligt udredningsarbejde om virkemidler i forhold til implementering af vandrammedirektivet.

Heckrath, G., Bechmann, M., Ekholm, P., Djodjic, F., Ulen, B., Andersen, H.E. & Olsen, P. (eds.) 2005: Tools for Assessing Phosphorus Loss from Nordic Agriculture. Copenhagen: Nordic Council of Ministers. - TemaNord. 2005:583 : 139 pp.

Kronvang, B., Iversen, H. L., Pedersen, M. L., Müller-Wohlfeil, D.-I. og Larsen, S. E., 2000. I: Bøgestrand, J. (red.), 2000: Vandløb og kilder 1999. Faglig rapport fra DMU, nr. 336.

Müller, F. P. og Jensen, H. J. 2005. Miljøtilstanden i Haderslev-Vojens tunneldalens søer. 2003. Rapport for Sønderjyllands Amt udført af Fiskeøkologisk Laboratorium.

Mæhl, P. 1999. Miljøtilstanden i Haderslev-Vojens Tunneldalens søer 1990 – 1998. Teknisk rapport, maj 2000 for Teknisk Forvaltning i Sønderjyllands Amt. Rambøll.

Nielsen, K. (red.) 2000. Areal Informations Systemet – AIS. Danmarks Miljøundersøgelser. 110 sider.

Institute of Hydrology, 1993. Low flow estimation in the United Kingdom. IH Report No. 108. Institute of Hydrology, Wallingford, UK

Nash, J. E. and J. V. Sutcliffe (1970), River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles, Journal of Hydrology, 10 (3), 282–290.

5 Referencer

Andersen, H. E. (red.) 2008. Udpegning af risikoområder for fosfortab til overfladevand. Arbejdsrapport fra DMU. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet (under forberedelse).

Andersen, H.E., Kronvang, B. & Larsen, S.E. 2005: Development, validation and application of Danish empirical phosphorus models. - Journal of Hydrology 304: 355-365.

Bijl, L. van der, Boutrup, S. & Jensen, P.N. (red.) 2007: NOVANA. Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse 2007-09 – del 2. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 120 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 615.

Bøgestrand, J., 2006. Ny metode til opgørelse af baggrundsbelastningen med N og P. Notat fra Danmarks Miljøundersøgelser. <http://www.dmu.dk/NR/rdonlyres/252030A3-5B1E-434E-84D5-2CECF55504AE/45136/Vejledning.dockling>

Finansministeriet, Fødevareministeriet, Miljøministeriet, Skatteministeriet og Økonomi- og Erhvervsministeriet. 2007. Fagligt udredningsarbejde om virkemidler i forhold til implementering af vandrammedirektivet.

Heckrath, G., Bechmann, M., Ekholm, P., Djodjic, F., Ulen, B., Andersen, H.E. & Olsen, P. (eds.) 2005: Tools for Assessing Phosphorus Loss from Nordic Agriculture. Copenhagen: Nordic Council of Ministers. - TemaNord. 2005:583 : 139 pp.

Kronvang, B., Iversen, H. L., Pedersen, M. L., Müller-Wohlfeil, D.-I. og Larsen, S. E., 2000. I: Bøgestrand, J. (red.), 2000: Vandløb og kilder 1999. Faglig rapport fra DMU, nr. 336.

Müller, F. P. og Jensen, H. J. 2005. Miljøtilstanden i Haderslev-Vojens tunneldalens søer. 2003. Rapport for Sønderjyllands Amt udført af Fiskeøkologisk Laboratorium.

Mæhl, P. 1999. Miljøtilstanden i Haderslev-Vojens Tunneldalens søer 1990 – 1998. Teknisk rapport, maj 2000 for Teknisk Forvaltning i Sønderjyllands Amt. Rambøll.

Nielsen, K. (red.) 2000. Areal Informations Systemet – AIS. Danmarks Miljøundersøgelser. 110 sider.

Institute of Hydrology, 1993. Low flow estimation in the United Kingdom. IH Report No. 108. Institute of Hydrology, Wallingford, UK

Nash, J. E. and J. V. Sutcliffe (1970), River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles, Journal of Hydrology, 10 (3), 282–290.

Nash, J. E. and J. V. Sutcliffe (1970), River flow forecasting through conceptual models part I – A discussion of principles, *Journal of Hydrology*, 10 (3), 282–290.

Pedersen, A. R. og Kronvang, B. 2005. Fosfor – afprøvning og udvikling af metoder til estimation af transport. I: Bøgestrand, J. (red.), 2005: Vandløb 2004. Faglig rapport fra DMU, nr. 554

Schou, J. S., Kronvang, B., Birr-Pedersen, K., Jensen, F. L., Rubæk, G. H., Jørgensen, U. og Jacobsen, B. H. 2007. Virkemidler til realisering af målene i EU's Vandramme-direktiv. Faglig rapport fra DMU nr. 625. Danmarks Miljøundersøgelser.

Bilag 1. Målebaseret kildeopsplitning

Tabel 1, bilag 1 Vadsbæk

	Baggrund	Spredt bebyggelse	Punktkilder	Dyrkning	Vandføring
	kg TP år ⁻¹				l s ⁻¹
1990	113	144	10	459	89,5
1991	118	144	10	636	93,9
1992	87	144	3	83	69,2
1993	134	144	57	391	106,3
1994	176	144	26	433	139,4
1995	164	144	101	311	130,3
1996	62	144	22	3	49,2
1997	56	144	18	78	44,4
2003	68	49	36	-5	53,7

Tabel 2, bilag 1 Jernhyt Bæk

	Baggrund	Spredt bebyggelse	Punktkilder	Dyrkning	Vandføring
	kg TP år ⁻¹				l s ⁻¹
1990	270	50	1460	847	213,9
1991	219	50	542	272	173,8
1992	218	50	295	67	172,5
1993	245	50	318	52	194,6
1994	316	50	298	84	250,3
1995	294	50	308	95	233,3
1996	173	50	253	-106	137,2
1997	169	50	172	1	134,3
1998	231	12	442	37	183,5
1999	268	12	194	497	212,3
2000	263	12	219	119	208,5
2001	240	11	164	117	190,2
2002	286	11	193	63	227,1
2003	235	3	175	-17	186,5
2004	235	6	283	-79	186,4
2005	244	6	339	-281	193,3
2006	214	6	235	-231	169,8

Tabel 3, bilag 1 Dybdal Bæk

	Baggrund	Spredt bebyggelse	Punktkilder	Dyrkning	Vandføring
	kg TP år ⁻¹				l s ⁻¹
1990	151	105	490	-18	120,0
1991	144	105	18	747	113,8
1992	124	105	16	23	98,0
1993	196	105	33	660	155,7
1994	297	105	61	621	235,1
1995	205	105	45	414	162,2
1996	75	105	24	-45	59,3
1997	80	105	34	-77	63,2
2003	122	36	22	124	97,0

Tabel 4, bilag 1 Hammelev Bæk

	Baggrund	Spredt bebyggelse	Punktkilder	Dyrkning	Vandføring
	kg TP år ⁻¹				l s ⁻¹
1990	40	14	0	51	31,5
1991	38	14	0	115	30,0
1992	54	14	0	3	42,9
1993	54	14	0	170	42,9
1994	71	14	0	224	56,0
1995	53	14	0	121	42,1
1996	24	14	0	8	19,4
1997	25	14	0	60	20,2
2003	31	5	0	69	24,4

Tabel 5, bilag 1 Bibæk

	Baggrund	Spredt bebyggelse	Punktkilder	Dyrkning	Vandføring
	kg TP år ⁻¹				l s ⁻¹
1990	152	107	0	137	120,2
1991	140	107	0	292	111,0
1992	124	107	0	6	98,3
1993	178	107	0	335	141,5
1994	213	107	0	284	168,9
1995	148	107	0	85	117,0
1996	81	107	0	-53	64,6
1997	113	107	0	121	89,3
2003	120	26	0	69	95,1

Tabel 6, bilag 1 Skallebæk

	Baggrund	Spredt bebyggelse	Punktkilder	Dyrkning	Vandføring
	kg TP år ⁻¹				l s ⁻¹
1990	422	120	70	327	247,6
1991	358	120	62	609	210,4
1992	361	120	64	-39	211,8
1993	505	120	73	443	296,4
1994	594	120	82	660	348,9
1995	510	120	63	245	299,6
1996	248	120	68	-132	145,8
1997	258	120	57	-67	151,3
1998	528	101	84	481	309,9
1999	568	101	84	401	333,8
2000	433	101	66	175	254,5
2001	371	101	67	113	218,1
2002	578	101	80	898	339,4
2003	303	79	55	139	178,1
2004	523	80	87	231	307,1
2005	418	80	68	-100	245,6
2006	417	80	79	-170	245,0

Bilag 2. Modellering af det diffuse tab af totalfosfor for 12 deloplande

Model af Andersen *et al.* (2005) er anvendt. Modellen er også beskrevet i Faglig rapport nr. 485 fra DMU.

Den anvendte model til beregning af det diffuse total fosfor (TP) er beregnet efter følgende formel:

Modelformulering:

$$TP \text{ (kg/ha)} = 1,06 \cdot \exp(-6,53289 + 0,86483 \cdot \ln(Q_{\text{flomafstrømning}})) + 0,01865 \cdot \text{dyrkningsgrad} + 0,00629 \cdot \text{andel sandjord} + 0,01405 \cdot \text{vandløbshældning} - 0,03833 \cdot \text{eng/mose}$$

Modelparametre

1. % sandjord i opland, bestemt som FK 1-3 i Jord klassifikations tema.
2. % Eng/mose i opland. Bestemt ud fra kode 4110(Eng) & 4120(Mose) i AIS arealanvendelseskort.
3. % Dyrket opland. Bestemt ud fra Markblok tema 2005.
4. $Q_{\text{flomafstrømning}}$ (= 1-BFI). Beregnet for målte vandføringsserier (mm/år). For umålte perioder i "målte oplande" er $Q_{\text{flomafstrømning}}$ beregnet ud fra en $Q_{\text{flomafstrømning}} / Q_{\text{flomafstrømning}}$ relation. For Umålt opland er anvendt et gennemsnit af de målte værdier for det enkelte år. BFI (Base Flow Index) er beskrevet af det engelske hydrologiske institut (Institute of Hydrology, 1993).
5. Vandløbs fald (% ell. m/km). Beregnet fra kilde til oplandsgrænse for det dominerende vand i oplandet. For oplande med gennemløbende vandløb er enten et karakteristisk side-vandløb anvendt eller et bud er givet ud fra oplandets generelle stejlehed set i forhold til de øvrige vandløb.

Ad 1) Sandjorde og organiske jorde har relativt lav fosforbindingskapacitet og vil ved nettotilførsel af store fosformængder kunne tabe opløst fosfor som egentlig udvaskning. Derfor optræder andelen af sandjord med positivt fortegn i modellen.

Ad 2) Procentdel Eng & Mose i oplandet indgår i modellen med negativt fortegn, da eng & mose arealer opfanger fosfor. Eng og mose arealer virker som fælder for fint, fosfor transporterende sediment lige som en del opløst reaktivt fosfor kan optages i disse områder. Specielt eng områder der jævnligt oversvømmes vil fange fint sediment og tilbageholde fosfor.

Ad 3) Procentdelen af dyrket opland. De dyrkede arealer modtager fosforholdig gødning, en del af denne fosfor vil på opløst eller partikulær for kunne tilføres overfladevandet, derfor indgår det dyrkede areal i modellen med positivt fortegn.

Ad 4) $Q_{\text{flomafstrømning}}$ (mm/år) betragtes som den del af vandløbsvandføringen der transporteres til vandløbet som overfladenær/overfladeafstrømning, dvs. afstrømning fra dræn, overfladen og de

øvre dele af jorden. Den resterende del antages at være grundvandstilstrømning. $Q_{\text{flomafstrømning}}$ er anvendt da en stor del af fosfor tilførslen til overfladevand sker igennem erosion af vandløbsbrinker og overjorden (overflade og dræn). Da erosions fænomener i lang overvejende grad skyldes overflade & overfladenær afstrømning anvendes $Q_{\text{flomafstrømning}}$ frem for den totale vandløbsafstrømning.

Ad 5) Vandløbsfaldet i oplandet er et udtryk for oplandets topografi og stejlhed. Et stort vandløbsfald indikerer at vandløbet er erosivt og at der kan forekomme en forholdsvis høj grad af overfladeafstrømning og som følge heraf en relativt høj erosion i oplandet hvilket igen kan betyde en forholdsvis høj tilførsel af fosfor.

Tabel 1, Bilag 2 og Tabel 2, Bilag 2 indeholder en oversigt over de anvendte estimater for modelparametrene.

Tabel 1, Bilag 2. Estimeret for de årsuafhængige modelparametre anvendt for de 12 deloplande i modelberegningen.

Opland	Dyrkningsgrad %	Sandjord %	Vandløbshældning ‰	Eng/mose %
Jernhyt Bæk	62	53	5,49	3
Skallebæk	77	27	6,86	3
Bibæk	68	7	5,85	4
Vads Bæk	85	34	3,42	5
Hammelev Bæk	86	26	7,21	2
Pamhule Bæk	77	11	8,75	7
Dybdalsbæk	86	23	2,55	2
Umålt Hindemaj I	40	0	8*	7
Umålt Hindemaj II	59	0	9*	9
Umålt Haderslev Dam	46	24	10,29	5
Kristiansdal	56	15	7*	16
Umålt Stevning Dam	65	65	3,70	15

* Estimeret ud fra oplandets stejlhed iforhold til stejlhed i målte oplande.

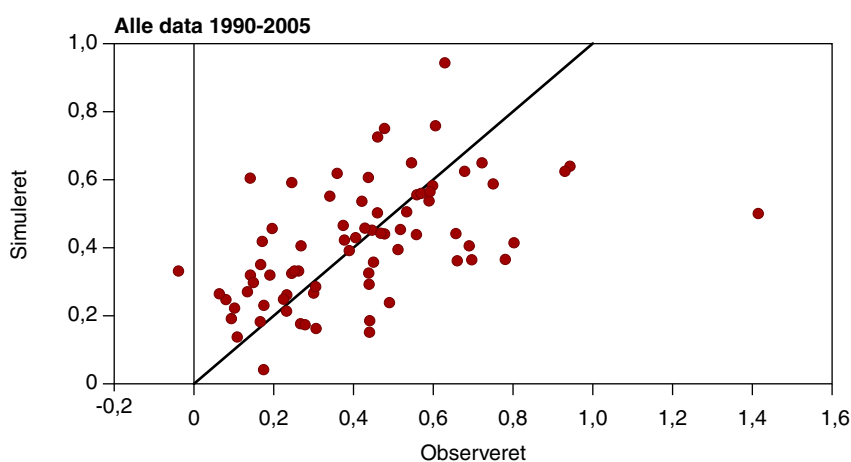
Tabel 2, Bilag 2. Estimer for det årsafhængige afstrømningsled i modellen, $Q_{\text{flomafstrømning}}$ ($\text{mm} \cdot \text{år}^{-1}$). * Værdi er fundet ved en $Q_{\text{flomafstrømning}} / Q_{\text{flomafstrømning}}$ til den station med målinger der giver den bedste sammenhæng. For de umålte oplande (umålt Hindemaj I, umålt Hindemaj II, umålt Stevning Dam, umålt Haderslev Dam) er variabelen $Q_{\text{flomafstrømning}}$ estimeret som gennemsnit af $Q_{\text{flomafstrømning}}$ for alle målte oplande.

År	Pamhule Bæk	Hammelev Bæk	Jernhyt bæk	Skalle bæk	Dybdals Bæk	Bibæk	Vads Bæk	Middel
1990	136,9*	125,6	149,8	119,5	138,8	143,8	137,3	136,0
1991	131,4*	78,0	129,7	112,8	121,3	131,4	138,7	120,5
1992	102,6*	32,3	125,5	77,4	61,4	51,9	71,7	74,7
1993	145,8*	88,9	162,5	130,4	127,1	152,5	130,2	133,9
1994	161,2*	139,9	202,3	149,3	180,4	131,9	239,6	172,1
1995	103,8	55,8	151,5	106,8	100,8	115,5	102,9	105,3
1996	69,4	23,5	89,5	51,2	49,7	11,1	47,3	48,8
1997	71,4	38,9	45,2	64,0	53,5	60,6	54,7	55,5
1998	216,2	181,6*	167,7	207,4	235,8*	148,6	295,6*	207,6
1999	202,0*	173,6*	198,7	199,3	226,0*	130,4	281,9*	201,7
2000	94,9*	43,4*	129,4	68,0	65,9*	80,6	58,0*	77,2
2001	105,2*	56,0*	133,0	80,7	81,4*	48,1	79,7*	83,4
2002	176,1*	142,2*	187,1	167,6	187,4*	244,3	227,9*	190,4
2003	133,8	62,9	117,6	58,1	74,1	56,2	38,2	77,3
2004	174,7*	140,5*	134,6	165,9	185,3*	128,6	224,9*	164,9
2005	125,6*	80,7*	94,0	105,6	111,8*	91,7	122,1*	104,5
Middel	134,4	91,5	138,6	112,9	125,0	107,9	140,7	

Sammenligning af modelberegnet og målt diffust tab af total fosfor

Modelberegnete værdier for diffust tab af totalfosfor er sammenholdt med målinger. Målt diffust tab af totalfosfor er bestemt som den målte totaltransport fratrasket punktkildebidrag. Sammenligningen er foretaget for alle de oplande, hvor fosfortabet har været målt i perioden 1990 – 2005; det vil sige 6 oplande med i alt 74 årsværdier for transport af totalfosfor, fig. 1, bilag 2.

Figur 1, Bilag 2 Sammenligning af observerede og modelberegnete værdier for diffuse fosfortab fra 6 oplande i Haderslev Dam-systemet 1990-2005. Alle værdier i $\text{kg TP ha}^{-1} \cdot \text{år}^{-1}$. De observerede værdier er total-transporten af totalfosfor fra oplandet fratrasket bidrag fra punktkilder (renseanlæg og regnvandsbetingede udløb). Identitetslinjen (1:1) er indlagt.



Sammenligningen mellem observeret og simuleret kan karakteriseres dels gennem en beskrivelse af bias, dels gennem en beskrivelse af modellens præcision. Bias angiver, om modellen systematisk under- eller overvurderer observationerne. Præcision angiver, hvor godt de modellerede data beskriver de observerede data, dvs. hvor stor en del af variansen på de observerede data, som kan forklares af de predikterede data. Bias beskrives her ved beregning af den relative afvigelse (RE):

$$RE = \frac{100}{n} \sum_{i=1}^n (O_i - P_i) / O_i$$

Der er ingen teoretisk øvre eller nedre grænse på den relative afvigelse

Præcision beskrives ved beregning af Nash-Sutcliffes efficiency factor (R^2) (Nash and Sutcliffe, 1970):

$$\text{Efficiency factor} = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2 - \sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2}$$

Den øvre grænse for R^2 er 1, og R^2 kan antage negative værdier, hvilket angiver, at modellen introducerer mere usikkerhed end der skabes ved blot at anvende et gennemsnit af de observerede værdier som et estimat.

Den relative afvigelse for modeltesten i figur 1, bilag 2 er $RE = -23,5$. Det vil sige, at der er bias i modellen, således at den i gennemsnit overvurderer fosfortabet i forhold til det observerede. Dette er forventeligt, idet modellen er udviklet på data fra intensivstationerne med kontinuert prøvetagning, mens de observerede værdier er fremkommet gennem lineær interpolation mellem målinger foretaget med 2 til 4 ugers mellemrum. Nash-Sutcliffes efficiency factor beregnes til $R^2 = 0,24$. Modellen forklarer altså en del af variansen på de observerede data, men der er stor spredning. Dette skyldes til dels den store spændvidde i de observerede værdier: fra $-0,04 \text{ kg TP ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ til $1.41 \text{ kg TP ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, mens de modelberegnete værdier ligger i intervallet $0,04 - 0,95 \text{ kg TP ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$.

Tabel 3, Bilag 2. Oversigt over modelberegnet tab af totalfosfor og opgjort dyrkningsbidrag for de 12 deloplande for 2000 - 2005

Opland	År	Areal	Vand- føring	Baggr. konc.	Bag- grund	Spredt bebyggel- se	Punkt- kilder	Model (dyrkning + spredt + baggrund)	Model (dyrkning + spredt + baggrund)	Dyrkning (model- estimat)
		ha	l/s	ug/L	kg/år	kg/år	kg/år	kg/ha	kg/år	kg/år
Vadsbæk	2000	1197,8	105,7	40	133	49		0,28	332	149
Jernhyt Bæk	2000	824,3	208,5	40	263	12	219	0,44	364	89
Umålt Stevning Dam	2000	773,1	195,6	40	247	20		0,20	156	-111
Dybdal Bæk	2000	1688,9	150,9	40	190	36		0,32	538	312
Hammelev Bæk	2000	427,5	40,5	40	51	5		0,24	101	45
Khristiansdal	2000	199,5	35,8	40	45	6		0,13	25	-26
Bibæk	2000	772,9	138,7	40	175	26	0	0,24	185	-16
Skallebæk	2000	2323,1	254,5	54	433	101	66	0,29	666	133
Umålt Haderslev Dam	2000	1251,4	137,1	54	233	33		0,17	216	-50
Umålt Hindemaj I+II *	2000	358,5	64,3	40	81	6		0,14	51	-36
Pamhule Sø	2000	264,5	50,8	54	87	10		0,30	80	-16
Vadsbæk	2001	1197,8	91,4	40	115	49		0,36	437	272
Jernhyt Bæk	2001	824,3	190,2	40	240	11	164	0,45	373	122
Umålt Stevning Dam	2001	773,1	178,4	40	225	20		0,22	167	-78
Dybdal Bæk	2001	1688,9	127,8	40	161	36		0,38	645	449
Hammelev Bæk	2001	427,5	36,0	40	45	5		0,30	126	76
Khristiansdal	2001	199,5	32,3	40	41	6		0,13	27	-20
Bibæk	2001	772,9	125,1	40	158	26	0	0,15	119	-65
Skallebæk	2001	2323,1	218,1	54	371	101	67	0,33	773	301
Umålt Haderslev Dam	2001	1251,4	117,5	54	200	33		0,19	232	-2
Umålt Hindemaj I+II *	2001	358,5	58,0	40	73	6		0,15	54	-25
Pamhule Sø	2001	264,5	47,2	54	80	10		0,33	88	-3
Vadsbæk	2002	1197,8	120,2	40	152	49		0,90	1083	883
Jernhyt Bæk	2002	824,3	227,1	40	286	11	193	0,61	501	204
Umålt Stevning Dam	2002	773,1	213,0	40	269	20		0,44	341	52
Dybdal Bæk	2002	1688,9	174,4	40	220	36		0,79	1327	1071
Hammelev Bæk	2002	427,5	45,2	40	57	5		0,66	282	221
Khristiansdal	2002	199,5	47,3	40	60	6		0,28	55	-11
Bibæk	2002	772,9	183,4	40	231	26	0	0,63	484	226
Skallebæk	2002	2323,1	339,4	54	578	101	80	0,63	1454	776
Umålt Haderslev Dam	2002	1251,4	182,8	54	311	33		0,38	473	128
Umålt Hindemaj I+II *	2002	358,5	85,1	40	107	6		0,31	111	-3
Pamhule Sø	2002	264,5	59,2	54	101	10		0,52	137	26
Vadsbæk	2003	1197,8	53,7	40	68	49	36	0,19	231	115
Jernhyt Bæk	2003	824,3	186,5	40	235	3	175	0,41	335	98
Umålt Stevning Dam	2003	773,1	174,9	40	221	20	22	0,20	156	-84
Dybdal Bæk	2003	1688,9	97,0	40	122	36	22	0,35	595	437
Hammelev Bæk	2003	427,5	24,4	40	31	5	0	0,33	139	104
Khristiansdal	2003	199,5	24,6	40	31	6	5	0,13	25	-12
Bibæk	2003	772,9	95,1	40	120	26	0	0,18	136	-11
Skallebæk	2003	2323,1	178,1	54	303	79	55	0,25	581	199
Umålt Haderslev Dam	2003	1251,4	95,9	54	163	33	90	0,17	217	20
Umålt Hindemaj I+II *	2003	358,5	44,1	40	56	6	0	0,14	51	-11
Pamhule Sø	2003	264,5	33,5	54	57	10	0	0,41	108	41
Vadsbæk	2004	1197,8	88,5	40	112	49		0,89	1071	911
Jernhyt Bæk	2004	824,3	186,4	40	235	6	283	0,46	377	137
Umålt Stevning Dam	2004	773,1	174,8	40	221	20		0,39	301	61
Dybdal Bæk	2004	1688,9	123,0	40	155	36		0,78	1314	1123

Hammelev Bæk	2004	427,5	35,0	40	44	5		0,65	279	231
Khristiansdal	2004	199,5	34,5	40	44	6		0,24	49	-1
Bibæk	2004	772,9	133,7	40	169	26	0	0,36	278	83
Skallebæk	2004	2323,1	307,1	54	523	80	87	0,62	1441	839
Umålt Haderslev Dam	2004	1251,4	165,4	54	282	33		0,33	418	103
Umålt Hindemaj I+II *	2004	358,5	62,0	40	78	6		0,27	98	14
Pamhule Sø	2004	264,5	56,0	54	95	10		0,51	136	31
Vadsbæk	2005	1197,8	93,8	40	118	49		0,53	632	464
Jernhyt Bæk	2005	824,3	193,3	40	244	6	339	0,34	276	27
Umålt Stevning Dam	2005	773,1	181,3	40	229	20		0,26	203	-46
Dybdal Bæk	2005	1688,9	131,7	40	166	36		0,50	849	647
Hammelev Bæk	2005	427,5	36,8	40	46	5		0,40	173	122
Khristiansdal	2005	199,5	30,4	40	38	6		0,16	33	-11
Bibæk	2005	772,9	117,6	40	148	26	0	0,27	207	33
Skallebæk	2005	2323,1	245,6	54	418	80	68	0,42	975	478
Umålt Haderslev Dam	2005	1251,4	132,3	54	225	33		0,22	281	23
Umålt Hindemaj I+II *	2005	358,5	54,5	40	69	6		0,18	66	-9
Pamhule Sø	2005	264,5	49,9	54	85	10		0,39	102	7

Bilag 3. Beregning af virkemidlers effekt og omkostning

Beregning af effekten på fosfortab og tilhørende omkostninger for en række virkemidler anvendt på de identificerede høj-risikoområder. Beregningerne er udført separat for de fire tabsveje erosion, overfladisk afstrømning, udvaskning gennem jordmatricen og udvaskning gennem makroporer. Der er kun i meget ringe omfang sammenfald mellem høj-risikoområder for flere tabsveje (dvs. at det samme areal er identificeret som værende i høj-risiko for mere end én tabsvej). Effekten mod de forskellige tabsveje kan derfor adderes. Virkemidlerne og omkostningerne ved virkemidlerne er beskrevet i Godtfredsen-rapporten (Finansministeriet et al., 2007) og mere udførligt i Schou et al. (2007). Virkemidler mod fosfortab knyttes til risikokortlægningen med P-indekset ved hjælp af to faktorer: tabspotentiale og virkemiddelprocent. Tabspotentiale er et tal med dimensionen $[\text{kg P ha}^{-1}]$ knyttet til hver af de fire kortlagte tabsveje. Tabspotentialet angiver den størrelse, som fosfortabet gennemsnitligt kan reduceres med, hvis risikoområdet ved hjælp af virkemidler kan bringes fra højrisiko til lavrisiko. Virkemiddelprocent er en størrelse knyttet til hvert virkemiddel og angiver, hvor stor en procentdel af tabspotentialet, der kan reduceres ved anvendelse af det respektive virkemiddel. Virkemiddelprocenterne stammer i et vist omfang fra Schou et al. (2007) og er ellers foreløbige eksperterkøn. Tabspotentialer er foreløbige eksperterkøn.

Erosion	271 ha	Størrelsen af selve erosionsområdet
Tabspotentiale	$3 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$	
A2 Vedvarende græs		
Virkemiddeleffekt	100 %	Virkemidlet anvendt kun på selve erosionsområdet
Effekt	813 kg P	
Budgetøkonomisk omkostning	515.000 kr	1900 kr. ha^{-1}
Velfærdsøkonomisk omkostning	1.355.000 kr	5000 kr. ha^{-1}
Kommentar	Risikoområdet er formentlig overestimeret, da der er regnet med totalt fravær af bræmmer. En del stærkt erosionstruede arealer er sandsynligvis allerede under permanent vegetation. Omkostninger dækker udtagning af jord. Omkostninger sandsynligvis underestimerede, da de kun omfatter selve erosionsområdet. Større arealer må sandsynligvis inddrages af hensyn til bl.a. markoperationer.	

Erosion	271 ha	Størrelsen af selve erosionsområdet
Tabspotentiale	$3 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$	
B3 Randzoner		
Virkemiddeleffekt	50 %	Minimum 10 m brede randzoner
Effekt	407 kg P	
Budgetøkonomisk omkostning	39.000 kr	1900 kr. ha^{-1}
Velfærdsøkonomisk omkostning	103.000 kr	5000 kr. ha^{-1}
Kommentar	Risikoområdet er formentlig overestimeret, da der er regnet med totalt fravær af bræmmer. En del stærkt erosionstruede arealer er sandsynligvis allerede under permanent vegetation. Omkostninger dækker udtagning af jord. Omkostninger dækker 21 ha randzoner: 43 markblokke har erosionsområder, samlet areal af disse er 991 ha eller 23 ha i gennemsnit. Under antagelse af kvadratisk form er kantlængden 480 m . $43 \times 480 \text{ m} \times 10 \text{ m} = 21 \text{ ha}$.	

Erosion	271 ha	Størrelsen af selve erosionsområdet
Tabspotentiale	3 kg P ha ⁻¹ år ⁻¹	
B1 Braklægning		
Virkemiddeleffekt	100 %	Virkemidlet anvendt kun på selve erosionsområdet
Effekt	813 kg P	
Budgetøkonomisk omkostning	515.000 kr	1900 kr. ha ⁻¹
Velfærdsøkonomisk omkostning	1.355.000 kr	5000 kr. ha ⁻¹
Kommentar	Risikoområdet er formentlig overestimeret, da der er regnet med totalt fravær af bræmmer. En del stærkt erosionstruede arealer er sandsynligvis allerede under permanent vegetation. Omkostninger dækker udtagning af jord. Omkostninger sandsynligvis underestimerede, da de kun omfatter selve erosionsområdet. Større arealer må sandsynligvis inddrages af hensyn til bl.a. markoperationer.	

Erosion	271 ha	Størrelsen af selve erosionsområdet
Tabspotentiale	3 kg P ha ⁻¹ år ⁻¹	
B2 Skovrejsning		
Virkemiddeleffekt	100 %	Virkemidlet anvendt kun på selve erosionsområdet
Effekt	813 kg P	
Budgetøkonomisk omkostning	816.000 kr	3010 kr. ha ⁻¹
Velfærdsøkonomisk omkostning	1.165.000 kr	4300 kr. ha ⁻¹
Kommentar	Risikoområdet er formentlig overestimeret, da der er regnet med totalt fravær af bræmmer. En del stærkt erosionstruede arealer er sandsynligvis allerede under permanent vegetation. Omkostninger dækker udtagning af jord og etablering af skov og har indregnet tilskud. Omkostninger sandsynligvis underestimerede, da de kun omfatter selve erosionsområdet. Større arealer må sandsynligvis inddrages af hensyn til bl.a. markoperationer.	

Erosion	271 ha	Størrelsen af selve erosionsområdet
Tabspotentiale	3 kg P ha ⁻¹ år ⁻¹	
A6 Undergødskning		
Virkemiddeleffekt	5 %	Virkemidlet anvendt kun på selve erosionsområdet. Udpining af P-puljen med 100 kg P ha ⁻¹
Effekt	41 kg P	
Budgetøkonomisk omkostning	10.000 kr	38 kr. ha ⁻¹
Velfærdsøkonomisk omkostning	12.000 kr	45 kr. ha ⁻¹
Kommentar	Risikoområdet er formentlig overestimeret, da der er regnet med totalt fravær af bræmmer. En del stærkt erosionstruede arealer er sandsynligvis allerede under permanent vegetation. Omkostninger omfatter udgifter forbundet med udbringning af husdyrgødning på andre arealer.	

Overfladisk afstrømning	109 ha	Størrelsen af det oversvømmede område
Tabspotentiale	1 kg P ha ⁻¹ år ⁻¹	
A2 Vedvarende græs		Gødsning, evt. i forbindelse med udbinding antages at forekomme
Virkemiddeleffekt	10 %	Virkemidlet anvendt kun på selve afstrømningsområdet
Effekt	11 kg P	
Budgetøkonomisk omkostning	207.000 kr	1900 kr. ha ⁻¹
Velfærdsøkonomisk omkostning	545.000 kr	5000 kr. ha ⁻¹
Kommentar	Risikoområdet er formentlig overestimeret, da der er regnet med totalt fravær af bræmmer. Omkostninger sandsynligvis underestimerede, da de kun omfatter selve afstrømningsområdet. Større arealer må sandsynligvis inddrages af hensyn til bl.a. markoperationer.	

Overfladisk afstrømning	109 ha	Størrelsen af det oversvømmede område
Tabspotentiale	1 kg P ha ⁻¹ år ⁻¹	
Randzoner		
Virkemiddeleffekt	10 %	Minimum 10 m brede randzoner
Effekt	11 kg P	
Budgetøkonomisk omkostning	19.000 kr	1900 kr. ha ⁻¹
Velfærdsøkonomisk omkostning	50.000 kr	5000 kr. ha ⁻¹
Kommentar	Risikoområdet er formentlig overestimeret, da der er regnet med totalt fravær af bræmmer. Omkostninger dækker udtagning af jord. Omkostninger dækker 10 ha randzoner: 17 markblokke har afstrømningsområder, samlet areal af disse er 538 ha eller 32 ha i gennemsnit. Under antagelse af kvadratisk form er kantlængden 566 m. 17 x 566 m x 10 m = 10 ha.	

Overfladisk afstrømning	109 ha	Størrelsen af det oversvømmede område
Tabspotentiale	1 kg P ha ⁻¹ år ⁻¹	
B1 Braklægning		
Virkemiddeleffekt	400 %	Virkemidlet anvendt kun på selve afstrømningsområdet
Effekt	44 kg P	
Budgetøkonomisk omkostning	207.000 kr	1900 kr. ha ⁻¹
Velfærdsøkonomisk omkostning	545.000 kr	5000 kr. ha ⁻¹
Kommentar	Risikoområdet er formentlig overestimeret, da der er regnet med totalt fravær af bræmmer. Omkostninger sandsynligvis underestimerede, da de kun omfatter selve afstrømningsområdet. Større arealer må sandsynligvis inddrages af hensyn til bl.a. markoperationer.	

Overfladisk afstrømning	109 ha	Størrelsen af selve afstrømningsområdet
Tabspotentiale	1 kg P ha ⁻¹ år ⁻¹	
B2 Skovrejsning		
Virkemiddeleffekt	100 %	Virkemidlet anvendt kun på selve afstrømningsområdet
Effekt	109 kg P	
Budgetøkonomisk omkostning	328.000 kr	3010 kr. ha ⁻¹
Velfærdsøkonomisk omkostning	469.000 kr	4300 kr. ha ⁻¹
Kommentar	Risikoområdet er formentlig overestimeret, da der er regnet med totalt fravær af bræmmer. Omkostninger dækker udtagning af jord og etablering af skov og har indregnet tilskud. Omkostninger sandsynligvis underestimerede, da de kun omfatter selve afstrømningsområdet. Større arealer må sandsynligvis inddrages af hensyn til bl.a. markoperationer.	

Overfladisk afstrømning	109 ha	Størrelsen af selve afstrømningsområdet
Tabspotentiale	1 kg P ha ⁻¹ år ⁻¹	
A6 Undergødskning		
Virkemiddeleffekt	5 %	Virkemidlet anvendt kun på selve afstrømningsområdet. Udpining af P-puljen med 100 kg P ha ⁻¹
Effekt	5 kg P	
Budgetøkonomisk omkostning	4.000 kr	38 kr. ha ⁻¹
Velfærdsøkonomisk omkostning	5.000 kr	45 kr. ha ⁻¹
Kommentar	Risikoområdet er formentlig overestimeret, da der er regnet med totalt fravær af bræmmer. Omkostninger omfatter udgifter forbundet med udbringning af husdyrgødning på andre arealer.	

Matrix-afstrømning	403 ha	
Tabspotentiale	0,5 kg P ha ⁻¹ år ⁻¹	
A6 Undergødskning		
Virkemiddeleffekt	5 %	Udpining af jordpuljen med 100 kg Pha ⁻¹
Effekt	10 kg P	
Budgetøkonomisk omkostning	15.000 kr	38 kr. ha ⁻¹
Velfærdsøkonomisk omkostning	18.000 kr	45 kr. ha ⁻¹
Kommentar	Omkostninger omfatter udgifter forbundet med udbringning af husdyrgødning på andre arealer.	

Matrix-afstrømning	62 ha	Kun drænedede arealer
Tabspotentiale	0,5 kg P ha ⁻¹ år ⁻¹	
C1 Overrisling af enge med drænvand		
Virkemiddeleffekt	20 %	
Effekt	6 kg P	
Budgetøkonomisk omkostning	100.000 kr	800 kr. ha ⁻¹
Velfærdsøkonomisk omkostning	161.000 kr	1300 kr. ha ⁻¹
Kommentar	Omkostninger omfatter kun udtagning af jord. Eventuelle etableringsomkostninger og driftsomkostninger (fx slåning) er ikke medregnet. Det er antaget, at der skal medgå 2 ha eng til overrisling pr. 1 ha drænet område	

Matrix-afstrømning	62 ha	Kun drænedede arealer
Tabspotentiale	0,5 kg P ha ⁻¹ år ⁻¹	
C2 Konstruerede vådområder		
Virkemiddeleffekt	40 %	
Effekt	12 kg P	
Budgetøkonomisk omkostning	?	
Velfærdsøkonomisk omkostning	?	
Kommentar	Konstruerede vådområder placeres fx i et hjørne af marken. Arealet skal udgøre ca. 0,1 % af det drænedede areal. Udtagningsomkostninger formentlig minimale. Omkostninger ved etablering og drift (oprensning, høst af biomasse, udskiftning af evt. filter) er ukendte.	

Macropore-afstrømning	482 ha	
Tabspotentiale	1 kg P ha ⁻¹ år ⁻¹	
A6 Undergødskning		
Virkemiddeleffekt	5 %	
Effekt	24 kg P	
Budgetøkonomisk omkostning	18.000 kr	38 kr. ha ⁻¹
Velfærdsøkonomisk omkostning	22.000 kr	45 kr. ha ⁻¹
Kommentar	Omkostninger omfatter udgifter forbundet med udbringning af husdyrgødning på andre arealer.	

Macropore-afstrømning	482 ha	
Tabspotentiale	1 kg P ha ⁻¹ år ⁻¹	
B1 Braklægning		
Virkemiddeleffekt	35 %	
Effekt	169 kg P	
Budgetøkonomisk omkostning	916.000 kr	1900 kr. ha ⁻¹
Velfærdsøkonomisk omkostning	2.410.000 kr	5000 kr. ha ⁻¹
Kommentar	Omkostninger dækker udtagning af jord.	

Macropore-afstrømning	482 ha	
Tabspotentiale	1 kg P ha ⁻¹ år ⁻¹	
B2 Skovrejsning		
Virkemiddeleffekt	35 %	
Effekt	169 kg P	
Budgetøkonomisk omkostning	1.451.000 kr	3010 kr. ha ⁻¹
Velfærdsøkonomisk omkostning	2.073.000 kr	4300 kr. ha ⁻¹
Kommentar	Omkostninger dækker udtagning af jord og etablering af skov og har indregnet tilskud.	

Macropore-afstrømning	357 ha	Kun drænedede arealer
Tabspotentiale	1 kg P ha ⁻¹ år ⁻¹	
C1 Overrisling af enge med drænvand		
Virkemiddeleffekt	50 %	
Effekt	179 kg P	
Budgetøkonomisk omkostning	571.000 kr	800 kr. ha ⁻¹
Velfærdsøkonomisk omkostning	928.000 kr	1300 kr. ha ⁻¹
Kommentar	Omkostninger omfatter kun udtagning af jord. Eventuelle etableringsomkostninger og driftsomkostninger (fx slåning) er ikke medregnet. Det er antaget, at der skal medgå 2 ha eng til overrisling pr. 1 ha drænet område	

Macropore-afstrømning	357 ha	Kun drænedede arealer
Tabspotentiale	1 kg P ha ⁻¹ år ⁻¹	
C2 Konstruerede vådområder		
Virkemiddeleffekt	70 %	
Effekt	250 kg P	
Budgetøkonomisk omkostning	?	
Velfærdsøkonomisk omkostning	?	
Kommentar	Konstruerede vådområder placeres fx i et hjørne af marken. Arealet skal udgøre ca. 0,1 % af det drænedede areal. Udtagningsomkostninger formentlig minimale. Omkostninger ved etablering og drift (oprensning, høst af biomasse, udskiftning af evt. filter) er ukendte.	

Organogene lavbundslande	188 ha	Omfatter alle dyrkede, organogene lavbundslande
Tabspotentiale	0.4 - 3 kg P ha ⁻¹ år ⁻¹	
B7 Sløjfning af dræn/grøfter/pumpelag, der afvander lavbundslande med lav fosforbindingskapacitet		
Virkemiddeleffekt	50 %	
Effekt	38 - 94 kg P	
Budgetøkonomisk omkostning	150.000 kr.	800 kr. ha ⁻¹
Velfærdsøkonomisk omkostning	244.000 kr.	1300 kr. ha ⁻¹
Kommentar	Det bør indledningsvist afgøres, om lavbundsområdet er i højrisikoklasse gennem målinger. Omkostninger omfatter udtagning af jord, men ikke eventuelle driftsomkostninger (fx årligt høslæt).	

Ådalene	50 ha (skønnet areal)	Bredere ådale (> 50 m)
B5 Ekstensivering og midlertidig oversvømmelse af ådale		Oversvømmelse i 5 – 20 dage om året skal opnås.
Virkemiddeleffekt	10 – 30 kg P ha ⁻¹	
Effekt	500 – 1500 kg P	
Budgetøkonomisk omkostning	40.000 kr.	800 kr. ha ⁻¹
Velfærdsøkonomisk omkostning	65.000 kr.	1300 kr. ha ⁻¹
Kommentar	Omkostninger omfatter kun udtagning af jord. Eventuelle etableringsomkostninger ved ophør af afvanding af ådalen samt eventuel vandløbsrestaurering er ikke medtaget. Eventuelle driftsomkostninger (fx årligt høslæt) er heller ikke medtaget. Det er en forudsætning for virkemidlet, at ådalen ikke allerede i dag henligger i en ekstensiv tilstand med hyppige oversvømmelser.	

DMU Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser er en del af Aarhus Universitet.	På DMU's hjemmeside www.dmu.dk finder du beskrivelser af DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter.
DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø.	Her kan du også finde en database over alle publikationer som DMU's medarbejdere har publiceret, dvs. videnskabelige artikler, rapporter, conferencebidrag og populærfaglige artikler.

Yderligere information: www.dmu.dk

Danmarks Miljøundersøgelser Frederiksborgvej 399 Postboks 358 4000 Roskilde Tlf.: 4630 1200 Fax: 4630 1114	Direktion Personale- og Økonomisekretariat Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat Afdeling for Systemanalyse Afdeling for Atmosfærisk Miljø Afdeling for Marin Økologi Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi Afdeling for Arktisk Miljø
Danmarks Miljøundersøgelser Vejlsovej 25 Postboks 314 8600 Silkeborg Tlf.: 8920 1400 Fax: 8920 1414	Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat Afdeling for Marin Økologi Afdeling for Terrestrisk Økologi Afdeling for Ferskvandsøkologi
Danmarks Miljøundersøgelser Grenåvej 14, Kalø 8410 Rønde Tlf.: 8920 1700 Fax: 8920 1514	Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

Størrelsen af dyrkningsbidraget til søerne i Haderslev Dam-systemet er vurderet med to forskellige metoder til at udgøre ca. 42 % af den samlede tilførsel. En risikokortlægning med det nye, danske P-indeks viser, at i alt 15 % af det dyrkede areal er i højrisiko mht. fosfortab. P-indeks-kortlægningen beskriver risikoen for fosfortab fordelt på fire tabsveje: erosion, overfladisk afstrømning, udvaskning gennem jordmatricen og udvaskning gennem makroporer. For de kortlagte højrisikoområder er effekten på fosfortabet, de tilhørende omkostninger og omkostningseffektiviteten gennemregnet for en række relevante virkemidler. I alt 20 forskellige kombinationer af virkemidler og tabsveje er analyseret.