



Kväve och fosfor i skogsmark, fjäll och myr i norra Sverige

Slutrapport
2005-06-09

Stefan Löfgren, SLU
Maja Brandt, SMHI

På uppdrag av Naturvårdsverket

Rapportrubrik: Kväve och fosfor i skogsmark, fjäll och myr i norra Sverige
Författare: Stefan Löfgren, Maja Brandt
Utgivningsår: 2005
Publicering: www.smed.se
Titel: Rapportserie för SMED och SMED&SLU
Utgivare: Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut
Adress: Folkborgsvägen 1, 601 76 Norrköping
Startår: 2004
ISSN: 1652-4179

SMED är förkortning för Svenska MiljöEmissionsData, och är ett samarbete mellan IVL Svenska Miljöinstitutet, Statistiska centralbyrån (SCB) och Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI). SMED bildades i början av 2001 med syftet att långsiktigt samla och utveckla kompetensen inom emissionsstatistik kopplat till åtgärdsarbete inom olika områden, bland annat som ett svar på Naturvårdsverkets behov av att redan under 2001 upprätta ett svenskt datavärdskap för utsläpp till luft. SMED-samarbetet omfattar följande områden:

- *Utsläpp till luft*
- *Utsläpp till och belastning på vatten*
- *Avfall*
- *Utsläpp och användning av farliga ämnen*

Arbetet inom området utsläpp till och belastning på vatten genomförs i samarbete med Sveriges lantbruksuniversitet (SLU).

Målsättningen med samarbetet inom SMED och SMED&SLU är att utveckla och driva nationella emissionsdatabaser och att kunna genomföra uppgifter relaterade till dessa. Kundbasen är tänkt att omfatta både nationella, regionala och lokala myndigheter samt luft- och vattenvårdsförbund och näringsliv. Dessa kan genom samarbetet inom SMED erbjudas en attraktiv återföring av resultat inom ett större område än tidigare. Konsulttjänster kommer att utvecklas både för nationella och internationella uppdrag.

Innehållsförteckning

1. SAMMANFATTNING	4
2. BAKGRUND OCH SYFTE	5
3. FRAMTAGNING AV TYPHALTSALGORITMER N OCH P FÖR SKOG, FJÄLL OCH MYR I NORRA SVERIGE	6
3.1. DATAUNDERLAG FÖR UTVECKLING AV TYPHALTSALGORITM.....	6
3.2. ICKE-PARAMETRISKA STATISTISKA BEARBETNINGAR.....	8
3.3. AVRINNINGSOMRÅDETS EGENSKAPER OCH SAMVARIATION MED TOT-N RESPEKTIVE TOT-P....	9
3.3.1. <i>Kväve – samband med medelhöjd</i>	10
3.3.2. <i>Fosfor – samband med medelhöjd</i>	16
3.3.3. <i>Arealspecifika transporter av fosfor och kväve</i>	21
4. TESTER AV FRAMTAGNA KVÄVETYPHALTER I STORA OMRÅDEN	23
4.1. GENOMFÖRANDE.....	23
4.1.1. <i>Kvävesimuleringar</i>	23
4.1.2. <i>HBV-N-modellförändring för hantering av ny typhaltsalgoritm</i>	24
4.1.3. <i>Testområden</i>	24
4.2. ANALYSMETODIK.....	24
4.3. RESULTAT	27
4.3.1. <i>Jämförelse mellan N-typhalter ör skog, fjäll och myr framtagna inom TRK och med nu framtagna algoritm</i>	27
4.3.2. <i>Jämförelse av simuleringar med framtagna algoritm och mätdata samt TRK-simuleringar</i>	28
4.4. DISKUSSION RÖRANDE JÄMFÖRELSE MELLAN OLIKA SIMULERINGAR OCH MÄTDATA.....	31
4.5. RETENTIONSFÖRÄNDRINGAR ORSAKADE AV DE NYA TYPHALTERNA.....	32
5. REKOMMENDERADE N- OCH P-TYPHALTER FRÅN SKOG, MYR OCH FJÄLL	32
5.1. REKOMMENDERADE ALGORITMER FÖR N- OCH P-TYPHALTER:	33
5.2. TYPHALTER FÖR N OCH P KOPPLAT TILL SKOGSBRUK	33
6. REFERENSER	34

1. Sammanfattning

Inom TRK-projektet noterades behovet av ett antal förbättringar inför framtida beräkningar, bl.a. översyn av kväve-typhalter (N) från skog, myr och fjäll i norra Sverige. Den använda skogstyphalten i TRK-projektet gav simulerade kvävekoncentrationer i vattendrag från fjällnära skogar liksom i delar av Norrlands inland som var för höga jämfört med mätdata i stora avrinningsområden. Resultat från mätningar av N-förlusterna från skog, myr och fjäll i Göta älvs och Dalälvens avrinningsområden visar att det föreligger ett höjdberoende för N-typhalterna.

Detta projekt har bestått av två delar. I det första momentet har syftet varit att utveckla bättre kväve- och fosfortyphalter (N- och P-typhalter) för skog, fjäll och myr genom att analysera om det föreligger ett generellt höjdberoende för N- och P-typhalterna i små skogsbäckar i norra Sverige, samt om N- och P-halterna varierar med andra egenskaper i tillrinningsområdet.

Vattenkemisk information har insamlats från 613 skogs-, fjäll- och myrdominerade avrinningsområden inom och norr om Värmland, Dalarna, Västmanland och Gävleborgs län (0,13-249 km², median 43 km²). Till samtliga mätpunkter har avrinningsområdet tagits fram med hjälp av manuell skärmdigitalisering och Lantmäteriets höjddatabas, ur vilken även höjdinformation inhämtats. Markslagen inom varje avrinningsområde har extraherats ur Röda kartan, Blå kartan och IAKS99. Klimatdata och högsta kustlinjen har inhämtats från Sveriges Nationalatlas. För att minimera effekten av annan påverkan än atmosfärsdeposition och skogsbruk har alla avrinningsområden som innehåller tätortsareal och jordbruksmark sorterats bort. Dessutom har de vattenkemiska resultaten från tre områden bedömts som outliers. Detta innebär att resultaten från 259 vattendrag använts för statistisk analys.

Resultaten från denna analys visar att skog, myr och fjäll kan hanteras likvärdigt och att samma typhalter kan användas oberoende av markslag. Algoritmer har tagits fram för att beräkna typhalterna för totalkväve (Tot-N) och totalfosfor (Tot-P) utgående från deras höjdberoende, medan de oorganiska fraktionerna hanteras som konstanta halter. Organiskt kväve (Org-N) och residualfosfor (Res-P) har beräknats som en mellanskillnad mellan totalhalt och oorganiska fraktioner. Säsongsdynamik har introducerats för Tot-N, Org-N, Oorg-N, Tot-P och Res-P, men inte för Oorg-P.

I nästa moment har den framtagna algoritmen för N testats i sex huvudavrinningsområden i norra Sverige. Totalt har koncentrationer för Tot-N, Oorg-N och Org-N simulerats i 59 områden och jämförts med uppmätta koncentrationer samt med tidigare TRK-simuleringar. Efter en första testomgång skedde en mindre justering av typhalten och säsongsvariationen för Oorg-N.

Slutsatsen är att den framtagna algoritmen för N ger bättre överensstämmelse med mätdata i TRK-områden än de typhalter som användes för TRK-beräkningarna. Det finns dock en tendens till för höga simulerade koncentrationer av Tot-N och Org-N, medan de simulerade Oorg-N-halterna är något lägre än vad mätdata visar.

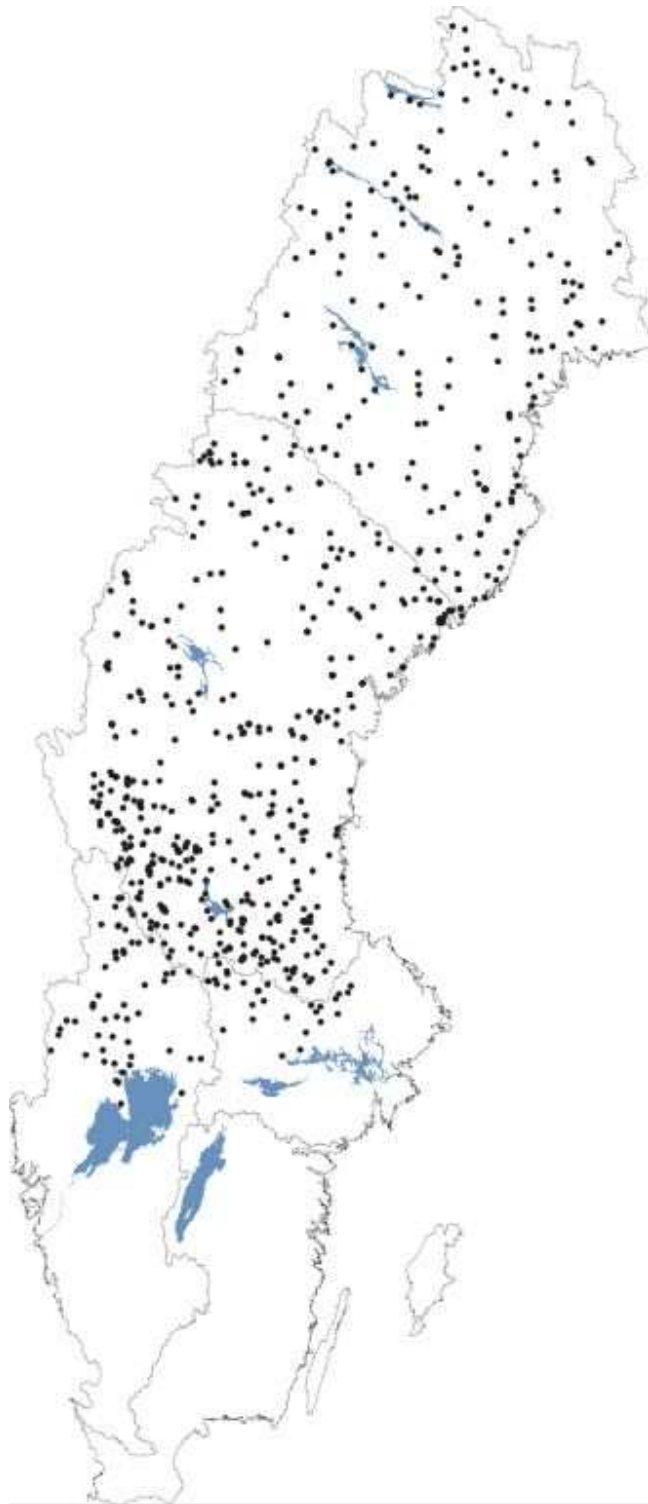
2. Bakgrund och syfte

Inom TRK-projektet noterades behovet av ett antal förbättringar inför framtida beräkningar, bl.a. översyn av typhalter för kväve (N) från skog, myr och fjäll i norra Sverige (Brandt & Ejhed 2002). Den använda skogstyphalten gav för höga simulerade kvävekoncentrationer i vatten från fjällnära skogar liksom i delar av Norrlands inland jämfört med mätdata i TRK-områden. Resultat från mätningar av N-förluster från skog, myr och fjäll i Göta älvs och Dalälvens avrinningsområden visade att det föreligger ett höjdberoende för N-typhalterna, vilket med framgång nyttjades för att simulera N-läckaget från skog, myr och fjäll i Göta älvs avrinningsområde (Sonesten et al. 2004). Grundhypotesen är att motsvarande höjdberoende föreligger även i övriga Sverige vilket får särskild betydelse i de norra delarna. Även andra tillrinningsområdesspecifika egenskaper som t.ex. latitud, klimat, markslag etc. kan förväntas samvariera med typhalterna från ett mosaikartat tillrinningsområde dominerat av skog. Översynen omfattar även fosfor (P), som behandlades på liknande sätt i PLC4 (Pollution Load Compilation) som N, d.v.s. med fasta typhalter för regioner. Ett förbättrat underlag från skog, myr och fjäll i norra Sverige krävs också här inför PLC5.

Projektet har utförts i två steg. Algoritmer har utvecklats av SLU för att beskriva eventuella samband för N och P, medan SMHI har utnyttjat sambanden för N för att simulera och verifiera N-dynamiken i ett urval norrländska vattendrag.

Projektet syfte var att utveckla bättre verifierade N- och P-typhalter för skog, fjäll och myr. Detta gjordes genom att analysera om det förelåg ett generellt höjdberoende för N- och P-typhalter i små skogsbäckar i norra Sverige samt om N- och P-typhalterna varierade med andra egenskaper i tillrinningsområdet. Algoritmer (eg. kombinationer av typhalter inom olika områden beroende på områdets karakteristika, t.ex. höjd, latitud och markslag) testades. De framtagna N-typhaltsalgoritmerna användes sedan som indata till HBV-N-modellen för simulering av N-transporter och halter i TRK-områden och i hela huvudavrinningsområden. Validering skedde mot mätningar i större avrinningsområden.

Avsikten är att de nya algoritmerna för N och P ska kunna användas i den kommande PLC5-beräkningen. Enbart N-algoritmerna testades i detta projekt, eftersom det med dagens bruttofösformodell inte är möjligt att göra en validering mot mätdata.



Figur 1. Lokalisering av avrinningsområden, som använts för framtagning av N- och P-typhalter

3. Framtagning av typhaltsalgoritmer N och P för skog, fjäll och myr i norra Sverige

3.1. Dataunderlag för utveckling av typhaltsalgoritm

Vattenkemisk information har insamlats från 613 skogs-, fjäll- och myrdominerade avrinningsområden inom och norr om Värmland, Dalarna, Västmanland och Gävleborgs län (0,13-249 km², median 43 km², Figur 1). Huvuddelen utgörs av

resultat från provtagningar inom ramen för den nationella och regionala miljöövervakningen, vilka i huvudsak analyserats och kvalitetssäkrats vid Inst. f. miljöanalys, SLU (<http://www.ma.slu.se>, SWEDAC 2004). Data har även erhållits från länsstyrelserna i AC och W län samt från olika forskningsprojekt vid Inst. f. skoglig marklära, SLU, Inst. f. skogsekologi, SLU samt SkogForsk. Även dessa data har kvalitetsgranskats vid Inst. f. miljöanalys, SLU. För att få ett så stort urval som möjligt för de statistiska analyserna av sambandet mellan vattenkemi och avrinningsområdets egenskaper har vi valt att ta med vattendrag med bara ett fåtal observationer insamlade i samband med riksinventeringarna 1995 och 2000. Från 57 och 423 stationer föreligger därför endast 1 respektive 2 observationer. Från 86 mätstationer finns mer än 12 observationer d.v.s. minst ett års data. Från 29 områden finns även transportberäkningar, vilka också kommer att användas för detta ändamål. Provtagningspunkternas geografiska läge framgår av Figur 1. Figuren visar att urvalet är väl geografiskt representerat.

Till samtliga mätpunkter har avrinningsområdet tagits fram med hjälp av manuell skärmdigitalisering och Lantmäteriets höjddatabas (50*50 m, 1 dm i höjddled), ur vilken även höjdinformation inhämtats. Markslagen inom varje avrinningsområde har extraherats ur Röda kartan (1:250 000), Blå kartan (1:100 000) och IAKS99 (Jordbruksverkets blockdatabas och grödo fördelning på åkermark). Klimatdata och högsta kustlinjen har inhämtats från Sveriges Nationalatlas (1:1 200 000). GIS-arbetet har utförts i ArcInfo. Tabell 1 redovisar medelvärden och standardavvikelse för ett urval vattenkemiska parametrar och markegenskaper. Av mätdata framgår att variationen i N- och P-halterna, höjden över havet och andelen skog är stor. Den stora variationen i N- och P-halter är dels betingad av skillnader i avrinningsområdets egenskaper dels av skillnader i årsmån och säsongsdynamik. Avrinningsområden som har liten andel skog domineras av fjäll och våtmark.

Tabell 1. Medelvärde och standardavvikelse för antalet vattenkemiska observationer (n), medianhalterna av Tot-N och Tot-P ($\mu\text{g/l}$), avrinningsområdesarea (km^2), höjd över havet (m) och andelen skog (%) för samtliga avrinningsområden.

	Vattenkemi (n)	Tot-N ($\mu\text{g/l}$)	Tot-P ($\mu\text{g/l}$)	ARO area (km^2)	H.ö.h (m)	Andel skog (%)
Medel	17	443	15	58	411	72
S-dev	1-590*	± 508	± 22	± 50	± 247	± 24

*range

För att minimera effekten av annan påverkan än atmosfärsdeposition och skogsbruk har alla avrinningsområden som innehåller tätortsareal enligt Blå kartan och jordbruksmark enligt Jordbruksverkets blockdatabas sorterats bort. Detta innebär att 351 vattendrag sorterades bort och att endast 262 vattendrag återstod för statistisk analys (Tabell 2). Databasen reducerades dock med ytterligare 3 objekt p.g.a. att de vattenkemiska resultaten bedömdes som icke representativa för subpopulationen (outliers).

Från vissa vattendrag finns enbart en eller två vattenkemiska observationer medan andra innehåller upp till ett par hundra månatliga observationer från perioden 1982-2004. Detta gör att hela subsamplet består av 1964 respektive 2005 vattenkemiska observationer för Tot-N respektive Tot-P. Anledningen till att antalet Tot-N-observationer är lägre än antalet observationer för Tot-P är att endast Tot-N bestämt efter persulfatuppslutning tagits med. I vissa fall har Tot-N beräknats genom att summera $\text{NO}_{23}\text{-N}$ (summan nitrit och nitrat) samt Kjeldahl-N. Erfarenhetsmässigt ger dock denna metod i medeltal ca 10 % högre värden än persulfatmetoden. Numera används nästan enbart persulfatmetoden inom miljöövervakningen, medan Kjeldahl-N var en vanlig metod fram till i slutet på 1980-talet.

För att minimera effekten av mellanårlig och säsongsmässig variation i de vattendrag som uppfyller ovanstående kriterier (n=259) utvaldes två subpopulationer med vattenkemiska data från september-november 1995 (n=160) respektive 2000 (n=171) för att testa sambandet mellan N- och P-halt och avrinningsområdenas egenskaper. Antalet vattenkemiska observationer uppgick till 221 respektive 282, vilket visar att några vattendrag hade fler än en observation under månaderna september-november. Under 1995 hade 18 vattendrag 2-10 observationer och 2000 hade 28 vattendrag 2-14 observationer. Medianvärdet för dessa vattendrag var 3 observationer båda åren, vilket indikerar månatlig provtagning. Objekt med >3 provtagningar ingick antingen i IM-programmet (Integrated Monitoring, ICP-Forest, Löfgren 2005) eller i forskningsprojekt.

Antalet objekt med möjlighet att beräkna N- och P-transporter, d.v.s. med tillgång till daglig vattenföring och vattenkemisk provtagning minst en gång i månaden, uppgick till 29 stycken. Transporter har beräknats för hela eller delar av tidsperioden 1982-2003. För att minimera effekten av mellanårlig variation och för att erhålla maximalt antal vattendrag utvaldes år 2000. N- och P-transporten finns för detta år för 26 vattendrag (Tabell 2).

Tabell 2. Antalet vattendrag vid olika urvalskriterier (se ovanstående text för förklaring).

Population	Antal objekt
Totalt antal objekt	613
0% åker+0% tätort	262
Sept-nov 1995	160
Sept-nov 2000	171
N- och P-transporter 1982-2003	29
N- och P-transporter 2000	26

3.2. Icke-parametriska statistiska bearbetningar

Samvariationen mellan avrinningsområdenas egenskaper och Tot-N respektive Tot-P i vattendragen har analyserats med en icke-parametrisk statistisk metod som kallas för principalkomponentanalys (PCA, dataprogram JMP version 5.0.1.2, www.jmp.com). PCA är en metod för att åskådliggöra samvariationen i data så fullständigt som möjligt med så få variabler som möjligt (antalet variabler = antalet principalkomponenter [PC]). Den första principalkomponenten (PC1) representerar den linjära kombinationen av de ursprungliga variablerna som ger dataunderlaget den största variansen. Efterföljande principalkomponenter är de linjära kombinationerna av de ursprungliga variablerna som ger den största möjliga återstående variansen och som samtidigt saknar korrelation med alla tidigare PC. Av det senare följer att varje PC är rätvinkligt orienterad i rummet gentemot tidigare PC. Genom att skala om standardavvikelsen för varje variabel till 1 erhålls en bild (GH'-plot) som på ett tydligt sätt åskådliggör samvariationen för olika variabler. Normalt brukar de första 3 principalkomponenterna förklara huvuddelen av variationen i materialet.

PCA-analysen har kombinerats med en annan icke-parametrisk metod som kallas för PLS (Partial Least Squares, JMP version 5.0.1.2). Med PLS får man fram det linjära sambandet för de prediktorer (x-variabler) som förklarar den största variationen i varje responsvariabel (y-variabel) även om prediktorerna är korrelerade till varandra. Metoden tar följaktligen fram faktorer som förklarar variationen både i respons- och

prediktorvariablerna. Både PLS och PCA kan användas även om variablerna inte är normalfördelade.

3.3. Avrinningsområdets egenskaper och samvariation med Tot-N respektive Tot-P

PCA-analysen visar att de tre första principalkomponenterna förklarar 65 % av variationen i datamaterialet då samtliga objekt och vattenkemiska observationer ingår i analysen. Variationen i PC1 (Tabell 3), som förklarar 37 % av variationen, har i första hand koppling till latitud (X_RAK), medelhöjd, vegetationsperiodens längd, andelen kalfjäll och glaciär samt andelen skog. PC1 förefaller primärt uttrycka egenskaper som påverkas av avrinningsområdets altitud. Både Tot-N och Tot-P grupperar sig endast i begränsad omfattning (eigenvektor = -0,26 respektive -0,16, Tabell 3) efter PC1. Motsvarande förhållande gäller även för PC2 (17 % förklaringsgrad, egenvektor = 0,21 respektive 0,28) och PC3 (11 % förklaringsgrad, egenvektor = 0,13 respektive 0,24). PC2 förefaller ha koppling till latitud och andel sankmark medan PC3 appellerar till andel över HK och andel sankmark. Båda dessa principalkomponenter uttrycker följaktligen egenskaper med koppling till avrinningsområdenas våtmarksareal. Tot-N och Tot-P grupperar sig bäst efter PC6 respektive PC5 (eigenvektor >0,65), men dessa principalkomponenter förklarar endast 6 % respektive 8 % av variationen. Både PC5 och PC6 har koppling till avrinningsområdets storlek, men sambandet är positivt för Tot-N och negativt för Tot-P (Tabell 3).

PCA-analysen visar följaktligen att det inte finns någon tydlig koppling mellan vattendragens halter av Tot-N respektive Tot-P och de avrinningsområdesegenskaper som studerats. Slutsatsen av PCA-analysen är att det finns svaga indikationer på att avrinningsområdets storlek, höjdläge och andel sankmark kan ha betydelse för närsalthalterna.

Baserad på samma data som PCA-analysen så förklarar PLS-analysen 30 % av den totala variationen i halten av Tot-N (Tabell 4). Latitud, medelhöjd och andel skog uppvisar negativa samband med halten av Tot-N. För Tot-P ger PLS-analysen betydligt sämre samband och förklarar bara 20 % av variationen i halterna. Även för Tot-P uppvisar latitud, medelhöjd och andel skog negativa samband. Det negativa sambandet med andel skog kvarstår även om man reducerar dataunderlaget till undersökningarna utförda 1995 respektive 2000. Genom att bryta ut resultaten från dessa år reduceras den tidsmässiga variationen och förklaringsgraden ökar till ca 35 % för både Tot-N och Tot-P. PLS-modellen antyder dock att inverkan på halterna av andel skog är måttlig – 10-75 µg Tot-N/l respektive 2-3 µg Tot-P/l beroende på vilket år vattenproverna insamlades.

Tabell 3. Resultatmatris för PCA-analysen baserad på samtliga vattenkemiska observationer från 259 bäckar under perioden 1982-2004. Eigenvectors varierar mellan -1 (hög negativ samvariation med PCn) och 1 (hög positiv samvariation med PCn). Eigenvectors med värden nära noll är primärt brus. Fetstil = högsta förklaringsgraden för Tot-N och Tot-P samt variabler som i hög grad samvarierar med dessa.

	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8	PC9	PC10	PC11	PC12
Eigenvalue	4,4090	2,0579	1,3207	1,0966	0,9175	0,7330	0,6186	0,4975	0,2499	0,0785	0,0201	0,0007
Procent	36,7	17,1	11,0	9,1	7,6	6,1	5,1	4,1	2,1	0,7	0,2	<0,1
Kumulativ procent	36,7	53,9	64,9	74,0	81,7	87,8	92,9	97,1	99,2	99,8	99,9	100
Eigenvectors												
X_RAK	0,3781	0,3207	-	0,2094	0,0871	-	0,1482	0,0740	-	-	0,7276	-
			0,2058			0,0987			0,1808	0,2460		0,0247
Y_RAK	0,0976	0,5853	-	0,0477	0,0843	-	0,2058	0,1783	0,4556	0,4499	-	-
			0,3125			0,0751					0,2259	0,0035
Tot-N (µg/l)	-	0,2083	0,1317	-	0,2524	0,6552	0,5389	-	-	0,0111	0,0129	0,0017
	0,2618			0,0805				0,1504	0,2407			
Tot-P (µg/l)	-	0,2845	0,2450	-	0,6821	-	-	0,2680	-	-	-	-
	0,1608			0,0710		0,0436	0,5165		0,1490	0,0135	0,0033	0,0006
Totalarea (km)	0,2113	0,2397	0,2181	0,1157	-	0,5383	-	0,4054	-	-	-	0,0034
					0,5109		0,3442		0,0391	0,0160	0,0391	
Medelhojd (m)	0,4133	-	0,1152	-	0,0883	0,0210	-	-	-	0,7609	0,1145	-
		0,2508		0,0996			0,0033	0,0152	0,3771			0,0179
Andel ovan HK (%)	0,1330	-	0,6211	0,2500	0,1240	-	0,4301	0,4260	0,2767	-	0,0008	-
		0,2003				0,1784				0,0617		0,0011
Vegetationsperiodens längd (dagar)	-	-	0,0607	-	-	0,1572	-	0,0323	0,4746	0,2904	0,6297	-
	0,4267	0,1616		0,1708	0,0712		0,1429					0,0397
% Skog	-	-	-	0,2225	-	-	0,1001	0,3651	-	0,1465	0,0398	0,6491
Röda kartan	0,4149	0,0313	0,1860	-	0,1412	0,1615	-	-	0,3303	-	-	-
% Sankmark	-	0,4254	0,5308	0,0824	-	-	-	-	-	0,1079	0,0709	0,3095
Röda Kartan	0,0377	-	-	-	0,2173	0,2350	0,0726	0,5558	0,0003	-	-	-
% Kalfjäll+glaciär	0,4038	-	-	-	0,2081	0,2280	-	-	0,3056	-	-	0,6886
Röda kartan	-	0,1414	0,0527	0,3439	-	-	0,0409	0,0586	-	0,1671	0,0004	-
% Vatten	0,0353	-	-	0,8080	0,2378	0,2709	-	-	0,1778	0,0912	-	0,0788
Röda kartan	-	0,2043	0,1153	-	-	-	0,1942	0,2748	-	-	0,0400	-

Tabell 4. Antal latent vektorer och koefficienter (a_n) för faktorerna (x_n) i PLS-modellen ($y = a_1*x_1 + \dots + a_n*x_n$). Modellen baseras på samtliga kemiska observationer från 259 bäckar under perioden 1982-2004.

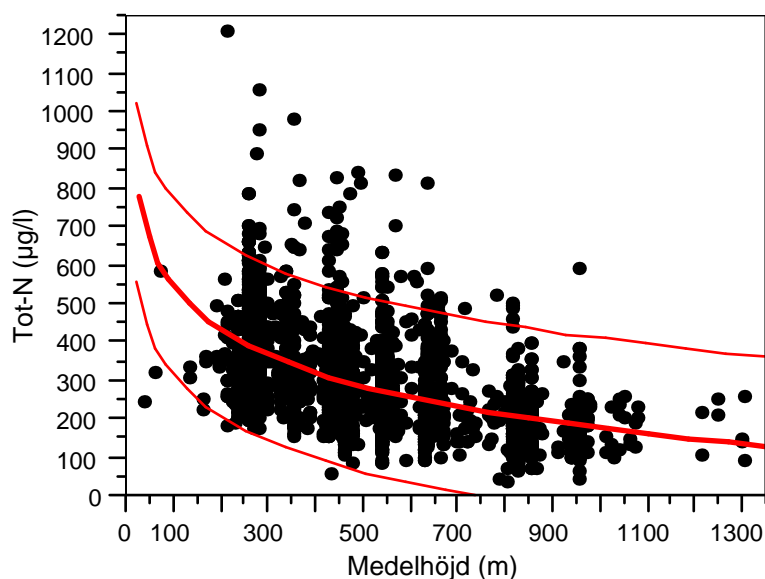
Faktorer (x_n)	$\hat{a}_{\text{Tot-N}} (\mu\text{g/l})$	$\hat{a}_{\text{Tot-P}} (\mu\text{g/l})$
Antal latent vektorer	3	4
Intercept	200,79789	-10,36063
X_RAK	-0,000843	-0,000017
Y_RAK	0,0025796	0,0001347
Totalarea (km)	0,0036161	-0,007296
Medelhojd (m)	-0,183836	-0,00545
Andel ovan HK (%)	1,2258309	0,0448754
Vegetationsperiodens längd (dagar)	1,9879742	0,0666872
% Skog, Röda kartan	-0,406513	-0,027113
% Sankmark, Röda Kartan	0,848761	0,0821221
% Kalfjäll+glaciär, Röda kartan	0,1758503	0,0082756
% Vatten, Röda kartan	0,1096976	0,0600636

3.3.1. Kväve – samband med medelhojd

Resultaten av de icke-parametriska testerna indikerar att det kan föreligga ett svagt samband mellan halterna Tot-N i vattendragen och avrinningsområdets medelhojd. Figur 2 visar detta samband (lin-log₁₀) vars förklaringsgrad varierar mellan 20 och 26 % under höstmånaderna september-november (Tabell 5). Jämfört med PLS-modellen är detta en försämring med 4-10 %, men man skall då beakta att den senare innehåller 10 olika variabler vars kausalitet är svårbedömd.

Residualerna, beräknade med lin-log₁₀-modellen, visar att osäkerheten minskar med höjden (Figur 3), d.v.s. skattningarna av halten Tot-N blir sämre på låg höjd. Däremot förefaller det inte att finnas någon trend över tiden utan osäkerheten är ungefär lika stor oavsett vilket år som studerats (Figur 4). Korrelationerna med olika markslag i

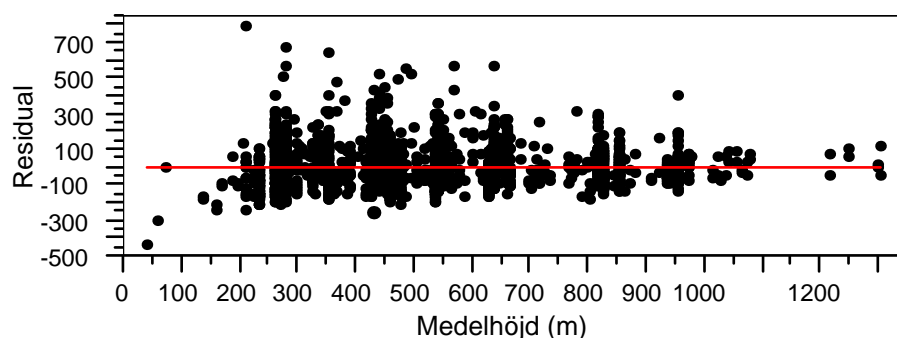
avrinningsområdet (Figur 5) visar att det föreligger ett statistiskt säkerställt icke-parametriskt samband (Kendall Tau) mellan Tot-N residualerna och andelen skog (negativt) respektive andelen sankmark (positivt, Tabell 6). Detta indikerar, precis som PLS-analysen, att skog läcker något mindre kväve än t.ex. sankmark. Även detta test visar dock på att skillnaderna är tämligen små eller som mest ca 60-80 µg N/l.



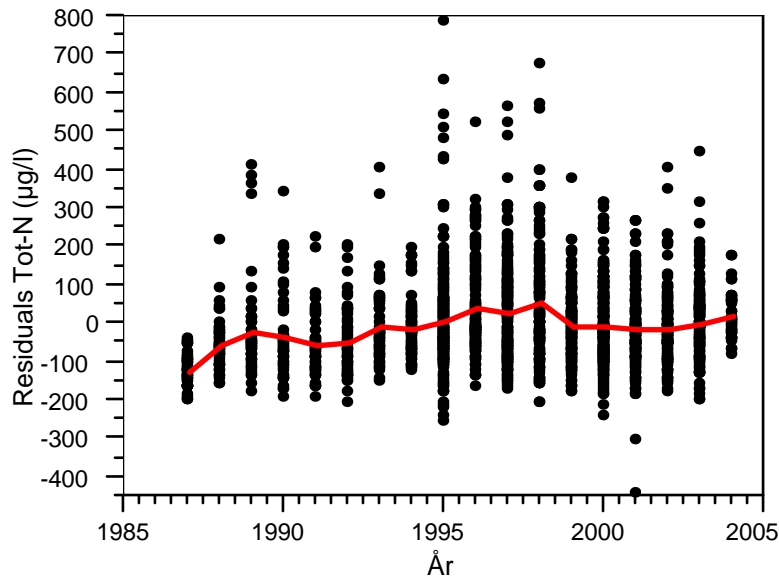
Figur 2. Samband (lin-log₁₀, medelvärde och 95 % konfidensintervall) mellan avrinningsområdets medelhöjd (m) och halten Tot-N (µg N/l) i 259 bäckar under höstmånaderna (september-november, n=1964). Data har insamlats under perioden 1982-2004.

Tabell 5. Samband (lin-log₁₀) mellan avrinningsområdets medelhöjd (m) och halten Tot-N (µg N/l) i 259 bäckar under höstmånaderna (september-november) under perioden 1982-2004, 1995 samt 2000.

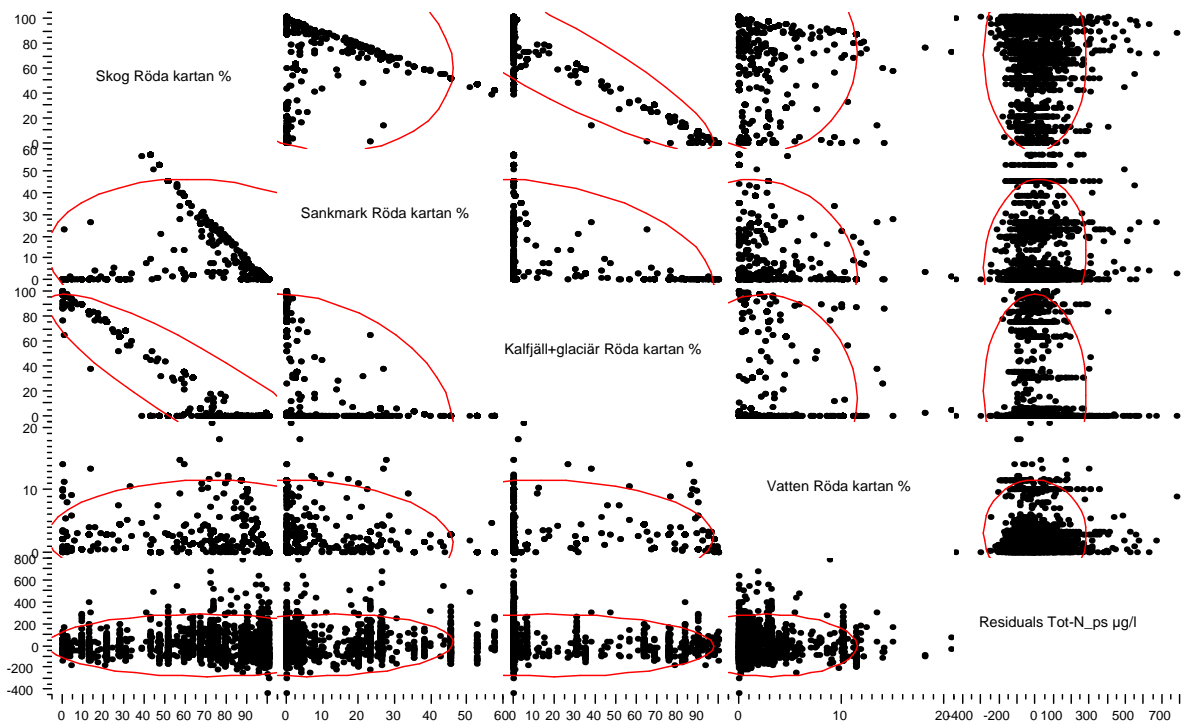
Nr		n	r ²	Tidsperiod
1	Tot-N (µg/l) = 1265 – 362 * log ₁₀ (Medelhöjd [m])	1964	0,25	1982-2004
2	Tot-N (µg/l) = 1436 – 419 * log ₁₀ (Medelhöjd [m])	157	0,20	1995
3	Tot-N (µg/l) = 926 – 244 * log ₁₀ (Medelhöjd [m])	168	0,26	2000



Figur 3. Samband (linje = medelvärde) mellan avrinningsområdets medelhöjd (m) och residualer för halten Tot-N (µg N/l) i 259 bäckar under höstmånaderna (september-november, n=1964). Residualerna är baserade på modell nr 1 i Tabell 4. Data har insamlats under perioden 1982-2004.



Figur 4. Samband (linje = medelvärde) mellan provtagningsår och residualer för halten Tot-N ($\mu\text{g N/l}$) i 259 bäckar under höstmånaderna (september-november, $n=1964$). Residualerna är baserade på modell nr 1 i Tabell 4.

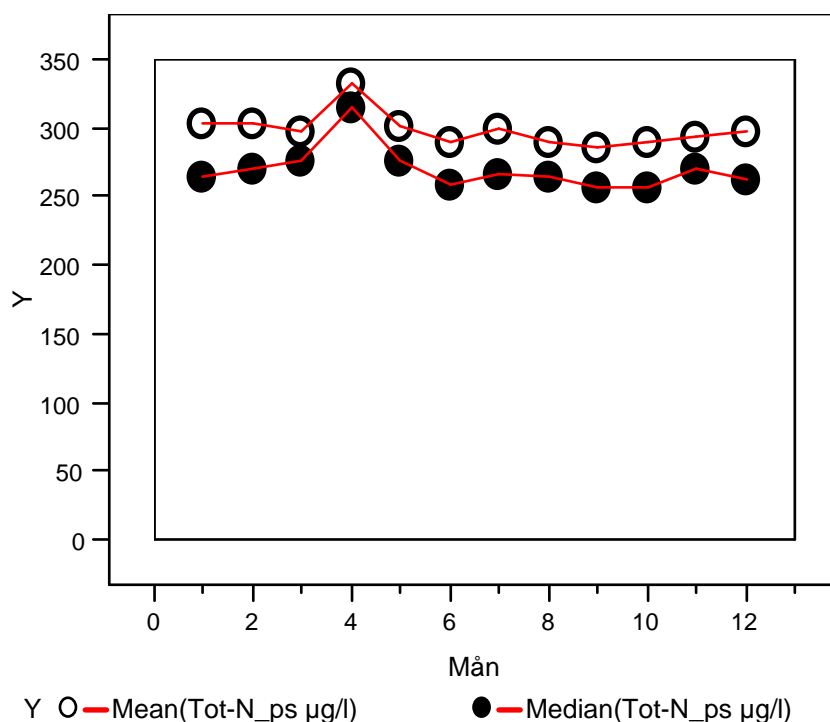


Figur 5. Korrelationsmatris för andelen (%) av olika markslag enligt Röda kartan (skog, sankmark, kalfjäll+glaciär samt vatten) och residualerna för halten Tot-N ($\mu\text{g N/l}$) i 259 bäckar under höstmånaderna (september-november, $n=1964$). Data har insamlats under perioden 1982-2004. Residualerna är baserade på modell nr 1 i Tabell 5. Röd linje = 95 % täthetselips.

Tabell 6. Icke-parametriskt samband (Kendall Tau) mellan andelen (%) av olika markslag enligt Röda kartan (skog, sankmark, kalfjäll+glaciär samt % vatten) och residualerna för halten Tot-N ($\mu\text{g N/l}$) i 259 bäckar under höstmånaderna (september-november, $n=1964$). Data har insamlats under perioden 1982-2004. Residualerna är baserade på modell nr 1 i Tabell 5. Fet stil = statistiskt signifikant ($p < 0,05$).

Responsvariabel	Förklaringsvariabel	Kendall Tau b	$p > Tau b $
Residualer Tot-N ($\mu\text{g/l}$)	Skog Röda kartan %	-0,0590	0,0001
Residualer Tot-N ($\mu\text{g/l}$)	Sankmark Röda kartan %	0,0785	<,0001
Residualer Tot-N ($\mu\text{g/l}$)	Kalfjäll+glaciär Röda kartan %	0,0136	0,4236
Residualer Tot-N ($\mu\text{g/l}$)	Vatten Röda kartan %	0,0103	0,5029

Den inomårliga variationen i Tot-N halterna i vattendragen framgår av Figur 6, vilken visar att det är förvånansvärt liten säsongsmässig variation ca 95-115 % jämfört med årsmedelvärdet. Medelvärdet är genomgående 20-40 $\mu\text{g N/l}$ högre än medianvärdet (Tabell 7), vilket visar att ett antal höga värden påverkar medelhalten.



Figur 6. Den månadsvisa variationen i medel- och medianhalten Tot-N ($\mu\text{g N/l}$) i 259 bäckar ($n=290-915$). Data har insamlats under perioden 1982-2004.

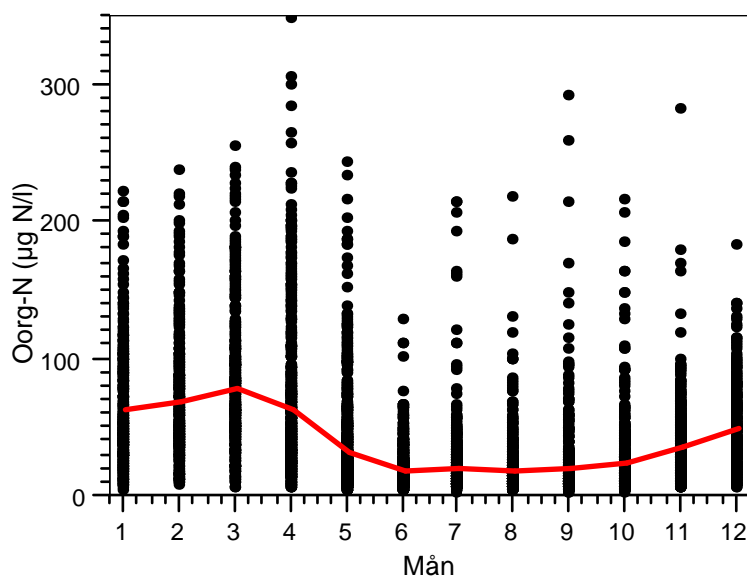
Tabell 7. Halten Tot-N (medel och median för månad, $\mu\text{g N/l}$) och säsongsdynamiken uttryckt som % av årsmedelhalten ($(\text{Obs}_{\text{Mån}} - \text{Medel}_{\text{År}}) * 100 / \text{Medel}_{\text{År}} + 100$).

Månad	n	Tot-N _{medel}	Tot-N _{sdev}	Tot-N _{median}	% Tot-N _{medel}	% Tot-N _{median}
1	320	304	164	264	102	98
2	307	304	143	270	102	100
3	469	298	126	277	100	103
4	632	332	120	315	111	117
5	915	301	119	276	101	102
6	721	290	131	260	97	96
7	540	299	146	266	100	99
8	578	291	131	265	97	98
9	616	286	129	257	96	95
10	614	291	132	256	97	95
11	449	294	128	270	98	100
12	290	297	145	263	99	97

Tot-N halten utgjordes i huvudsak av organiskt bundet kväve (Org-N) och vid 78 % av observationerna var andelen >90 % av Tot-N. I medeltal utgjorde Org-N 89 % av Tot-N. Av detta följer att halterna $\text{NH}_4\text{-N}$ och $\text{NO}_3\text{-N}$ var generellt låga och vid 90 % av observationerna var halterna lägre än 13 respektive 44 $\mu\text{g N/l}$ (Tabell 8). Det är följaktligen inte meningsfullt att analysera dessa fraktioners samband med avrinningsområdets egenskaper. Däremot uppvisar det Oorg-N en påtaglig tidsmässig variation (Figur 7, Tabell 9).

Tabell 8. Percentiler, medelvärden, standardavvikelse och antal observationer för halterna $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ och Tot-N ($\mu\text{g N/l}$) i 259 bäckar under perioden 1982-2004.

Percentil	$\text{NH}_4\text{-N}$ ($\mu\text{g/l}$)	$\text{NO}_3\text{-N}$ ($\mu\text{g/l}$)	Org- N ($\mu\text{g/l}$)	Tot-N ($\mu\text{g/l}$)
Max	139	275	1179	1209
99.5	69	179	772	812
97.5	29	80	586	628
90	13	44	432	470
75	8	25	328	359
50	5	13	235	260
25	3	5	176	200
10	2	3	127	148
2.5	1	1	76	104
0.5	1	1	45	70
Min	1	1	23	33
Medel	7,3	20	263	291
S-dev	$\pm 9,3$	± 25	± 129	± 135
n	1931	1935	1931	1964

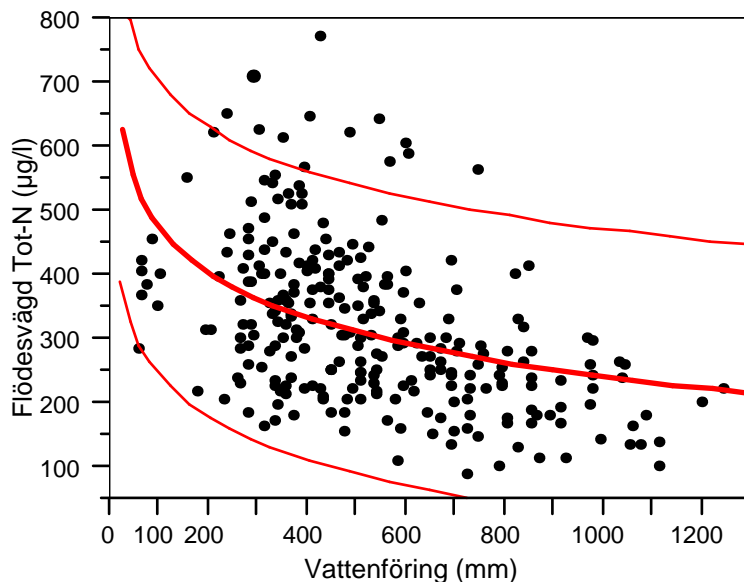


Figur 7. Den månadsvisa variationen i oorganiskt kväve ($\text{NH}_4+\text{NO}_2+\text{NO}_3\text{-N}$, $\mu\text{g N/l}$) i 259 bäckar ($n=290-915$). Data har insamlats under perioden 1982-2004.

Tabell 9. Halten Oorg-N (medel och median för månad, $\mu\text{g N/l}$) och säsongsdynamiken uttryckt som % av årsmedelhalten ($(\text{Obs}_{\text{Mån}} - \text{Medel}_{\text{År}}) * 100 / \text{Medel}_{\text{År}} + 100$).

Månad	n	Oorg- N_{medel}	Oorg- N_{sdev}	Oorg- N_{median}	%Oorg- N_{medel}	%Oorg- N_{median}
1	310	63	43	50	166	132
2	305	70	45	59	184	155
3	436	79	48	67	208	176
4	572	64	53	50	168	132
5	834	33	33	22	87	58
6	685	18	15	14	47	37
7	500	22	25	15	58	39
8	553	20	20	14	53	37
9	558	21	26	14	55	37
10	563	25	25	19	66	50
11	421	37	27	31	97	82
12	287	50	29	44	132	116

Utgående från de årliga transportberäkningarna och avrinningen vid 29 vattendrag har de flödesvägda medelhalterna för Tot-N beräknats. Sambandet mellan Tot-N-halt och vattenföring (Figur 8) är likartat med det som finns mellan Tot-N-halt och medelhöjd (Figur 2), vilket sannolikt inte är en slump. Nederbörden ökar och avdunstningen minskar normalt sett med altitud, vilket oftast ger en högre avrinning i mer höglänta områden. Det kausala sambandet skulle följaktligen kunna vara mellan Tot-N-halt och avrinning (= nederbörd – avdunstning – ändrad magasinvolym i marken) istället för medelhöjd. I låglänta områden med lite nederbörd och hög avdunstning är koncentrationen av ämnen i markvätskan potentiellt högre än i mer höglänta trakter. Tyvärr saknas tillräckligt detaljerad information om de meteorologiska variablerna för att kunna belysa detta. Kausaliteten framförs istället som en hypotes. Det bör även noteras att sambandet är motsatt till det som normalt förekommer i jordbruksområden där Tot-N-halten vanligtvis uppvisar ett positivt samband med avrinningen.



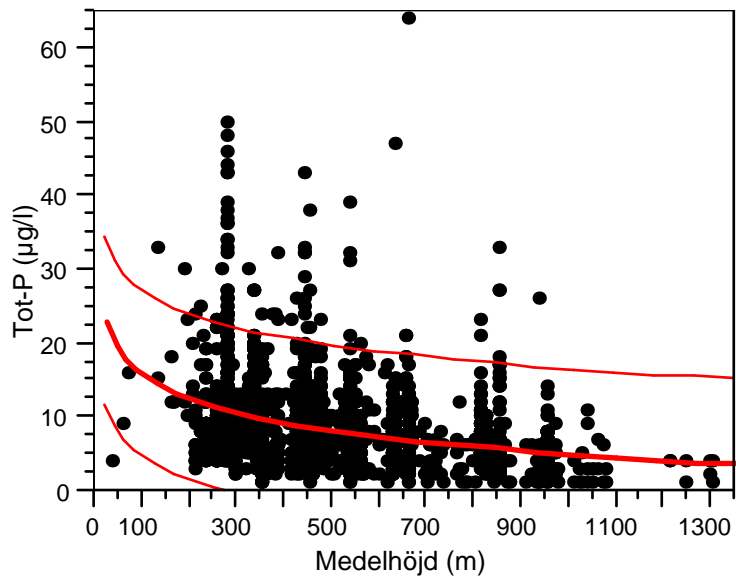
$$\text{Flödesvägd Tot-N } (\mu\text{g/l}) = 926 - 227 * \text{Log}_{10} (\text{Vattenföring [mm]}) \quad r^2=0,17 \quad n_{\text{År}}=265, n_{\text{Stn}}=29$$

Figur 8. Samband (lin-log₁₀, 95% konfidensintervall) mellan årsvattenföring (mm) och halten Tot-N (µg N/l) i 29 bäckar (n_{År}=265) under perioden 1982-2003.

3.3.2. Fosfor – samband med medelhöjd

Resultaten av de icke-parametriska testerna indikerar att det kan föreligga ett svagt samband mellan halterna av Tot-P i vattendragen och avrinningsområdets medelhöjd. Figur 9 visar parametriskt detta samband (lin-log₁₀) vars förklaringsgrad varierar mellan 11-29 % under höstmånaderna september-november (Tabell 10). Jämfört med PLS-modellen är detta en förbättring med 5-9 %.

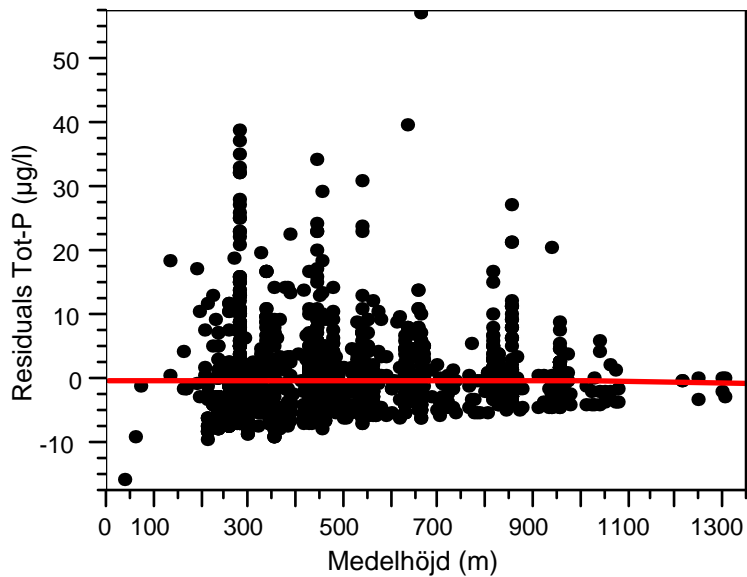
Residualerna, beräknade med lin-log₁₀-modellen, visar att osäkerheten minskar med höjden (Figur 10), d.v.s. skattningarna av halten Tot-P blir sämre på låg höjd. Däremot förefaller det inte att finnas någon trend över tiden utan osäkerheten är ungefär lika stor oavsett vilket år som studerats (Figur 11). Korrelationerna med olika markslag i avrinningsområdet (Figur 12) visar att det föreligger ett statistiskt säkerställt icke-parametriskt samband (Kendall Tau) mellan Tot-P residualerna och andelen skog (negativt) andelen sankmark (positivt) respektive andelen sjöyta (positiv, Tabell 11). Detta indikerar, precis som PLS-analysen, att skog läcker mindre fosfor än t.ex. sankmark men även att sjösedimenten kan tillföra fosfor. Analysen indikerar att andelen skog kan påverka fosforhalten med upp till 14 µg P/l, medan våtmarker och sjöar maximalt kan påverka Tot-P-halten med 8 respektive 4 µg P/l. Koefficienterna är dock mycket osäkra, vilket framgår av Figur 12.



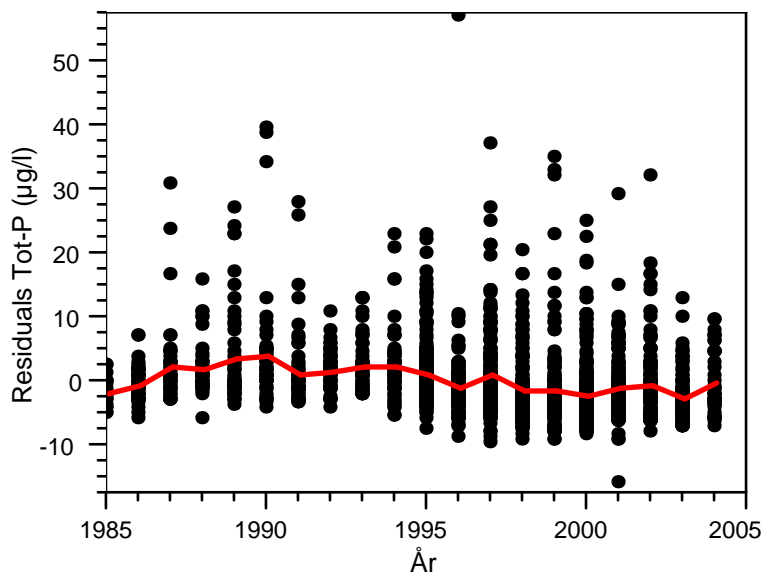
Figur 9. Samband (lin-log₁₀, 95 % konfidensintervall) mellan avrinningsområdets medelhöjd (m) och halten Tot-P (µg P/l) i 259 bäckar under höstmånaderna (september-november, n=2045). Data har insamlats under perioden 1982-2004.

Tabell 10. Samband (lin-log₁₀) mellan avrinningsområdets medelhöjd (m) och halten Tot-P (µg P/l) i 259 bäckar under höstmånaderna (september-november) under perioden 1982-2004, 1995 samt 2000.

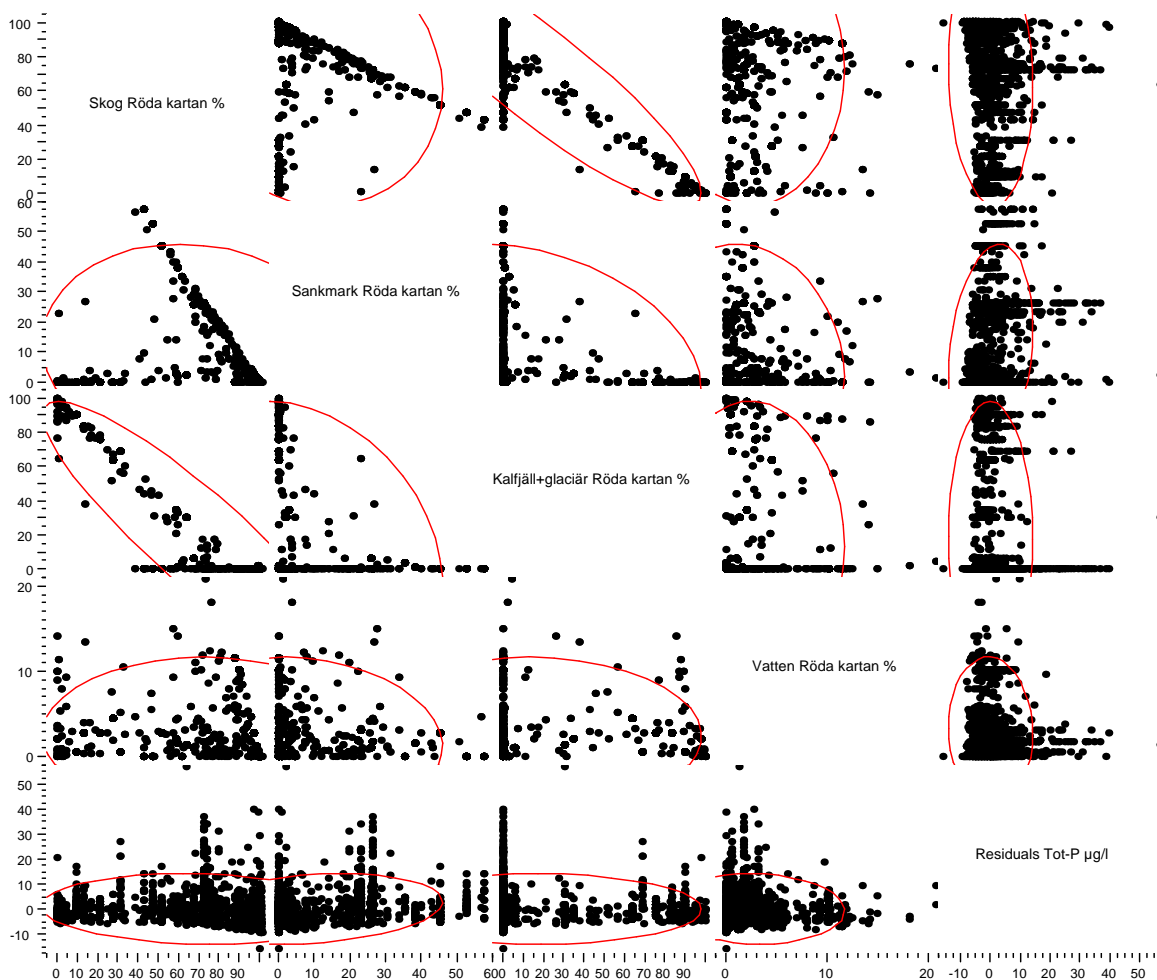
Nr		n	n ²	Tidsperiod
1	Tot-P (µg/l) = 37,2 - 10,7 * Log ₁₀ (Medelhöjd [m])	2045	0.11	1982-2004
2	Tot-P (µg/l) = 49,4 - 14,6 * Log ₁₀ (Medelhöjd [m])	221	0.25	1995
3	Tot-P (µg/l) = 45,7 - 14,5 * Log ₁₀ (Medelhöjd [m])	282	0.29	2000



Figur 10. Samband mellan avrinningsområdets medelhöjd (m) och residualer för halten Tot-P ($\mu\text{g P/l}$) i 259 bäckar under höstmånaderna (september-november, $n=2045$). Data har insamlats under perioden 1982-2004. Residualerna är baserade på modell nr 1 i Tabell 8.



Figur 11. Samband mellan provtagningsår och residualer för halten Tot-P ($\mu\text{g P/l}$) i 259 bäckar under höstmånaderna (september-november, $n=2045$). Residualerna är baserade på modell nr 1 i Tabell 8.

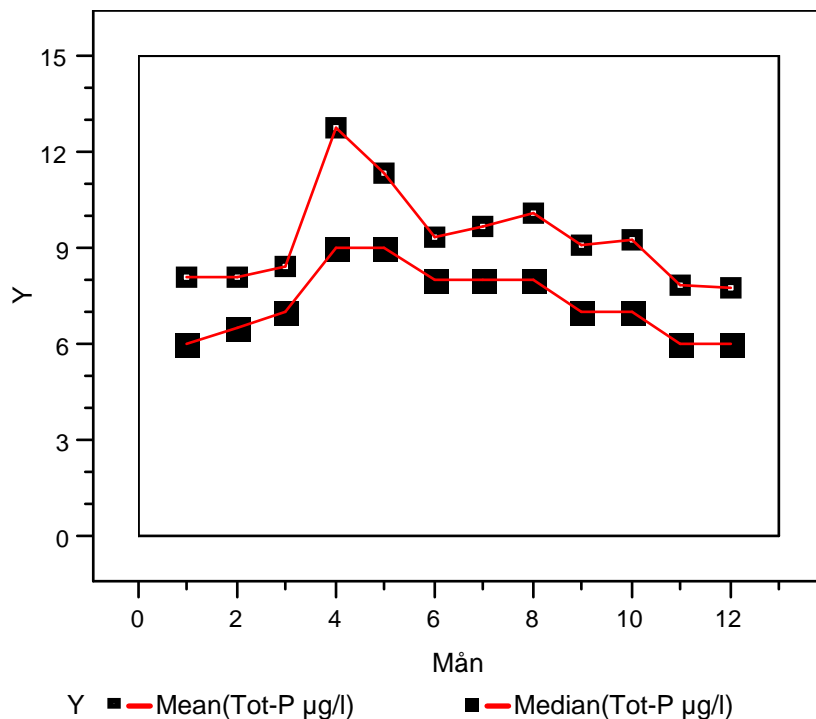


Figur 12. Korrelationsmatris för andelen (%) av olika markslag enligt Röda kartan (skog, sankmark, kalfjäll+glaciär samt % vatten) och residualerna för halten Tot-P ($\mu\text{g P/l}$) i 259 bäckar under höstmånaderna (september-november, $n=2045$). Data har insamlats under perioden 1982-2004. Residualerna är baserade på modell nr 1 i Tabell 10. Röd linje = 95 % täthetselips.

Tabell 11. Icke-parametriskt samband (Kendall Tau) mellan andelen (%) av olika markslag enligt Röda kartan (skog, sankmark, kalfjäll+glaciär samt % vatten) och residualerna för halten Tot-P ($\mu\text{g P/l}$) i 259 bäckar under höstmånaderna (september-november, $n=2045$). Data har insamlats under perioden 1982-2004. Residualerna är baserade på modell nr 1 i Tabell 10. Fet stil = statistiskt signifikant ($p < 0,05$).

Responsvariabel	Förklaringsvariabel	Kendall Tau b	$p > \text{Tau b} $
Residualer Tot-P ($\mu\text{g/l}$)	Skog Röda kartan %	-0,1337	0,0000
Residualer Tot-P ($\mu\text{g/l}$)	Sankmark Röda kartan %	0,0858	<,0001
Residualer Tot-P ($\mu\text{g/l}$)	Kalfjäll+glaciär Röda kartan %	0,0219	0,1882
Residualer Tot-P ($\mu\text{g/l}$)	Vatten Röda kartan %	0,0398	0,0086

Den inomårliga variationen i Tot-P halterna i vattendragen framgår av Figur 13, vilken visar en betydligt större säsongsmässig variation än N. Jämfört med årsmedelvärdet varierar Tot-P-halten i intervallet 80-140 %. Medelvärdet är genomgående 1-3 $\mu\text{g P/l}$ högre än medianvärdet (Tabell 12), vilket visar att ett antal höga värden påverkar medelhalten.



Figur 13. Den månadsvisa variationen i medel- och medianhalten Tot-P ($\mu\text{g P/l}$) i 259 bäckar ($n=290-915$). Data har insamlats under perioden 1982-2004.

Tabell 12. Halten Tot-P (medel och median för månad, $\mu\text{g P/l}$) och säsongsdynamiken uttryckt som % av årsmedelhalten ($(\text{Obs}_{\text{Mån}} - \text{Medel}_{\text{År}}) * 100 / \text{Medel}_{\text{År}} + 100$).

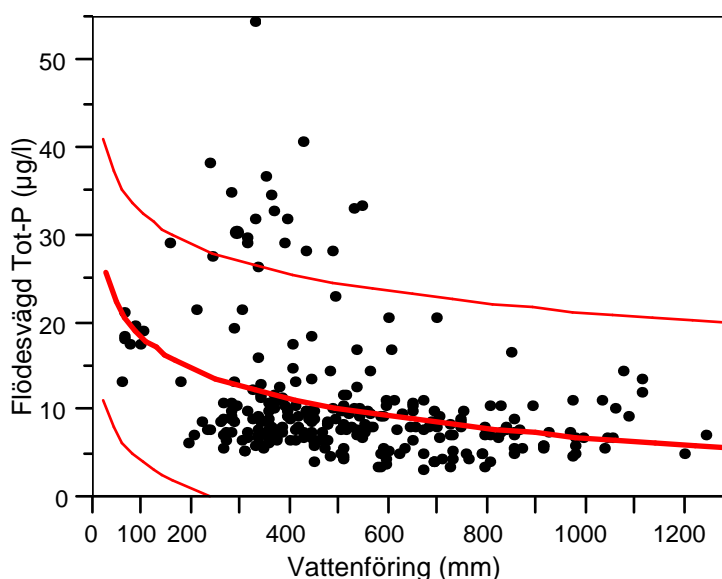
Månad	n	Tot-P _{medel}	Tot-P _{sdev}	Tot-P _{median}	%Tot-P _{medel}	%Tot-P _{median}
1	320	8.1	8.4	6.0	87	82
2	307	8.1	6.6	6.5	87	89
3	469	8.4	5.9	7.0	90	96
4	632	12.8	17.1	9.0	137	123
5	915	11.3	15.0	9.0	121	123
6	721	9.4	7.3	8.0	101	110
7	540	9.7	7.3	8.0	104	110
8	578	10.0	8.7	8.0	108	110
9	616	9.1	6.5	7.0	97	96
10	614	9.3	12.0	7.0	100	96
11	449	7.8	5.1	6.0	84	82
12	290	7.8	7.1	6.0	83	82

Totalfosforhalten utgjordes till betydande del av residualfosfor (Res-P) sannolikt mest organiskt bundet och vid 75 % av observationerna var andelen >80 % av Tot-P. I medeltal utgjorde Res-P 67 % av Tot-P. Av detta följer att halterna $\text{PO}_4\text{-P}$ var generellt låga och vid 90 % av observationerna var halterna lägre än $5 \mu\text{g P/l}$ (Tabell 13). Det är följaktligen inte meningsfullt att analysera vare sig dessa fraktioners samband med avrinningsområdets egenskaper eller den tidsmässiga variationen.

Tabell 13. Percentiler, medelvärden, standardavvikelse och antal observationer för halterna av PO₄-P och Tot-P (µg P/l) i 259 bäckar under perioden 1982-2004.

Percentil	PO ₄ -P (µg/l)	Res-P (µg/l)	Tot-P (µg/l)
Max	57	47	258
99.5	19	28	42
97.5	10	18	25
90	5	11	15
75	3	7	10
50	2	5	7
25	1	3	5
10	1	2	3
2.5	1	1	2
0.5	0	0	1
Min	0	0	1
Medel	2,8	6,0	8,6
S-dev	±3,2	±4,7	±8,2
n	1716	1697	2046

Utgående från de årliga transportberäkningarna och avrinningen vid 29 vattendrag har de flödesvägda medelhalterna för Tot-P beräknats. Sambandet mellan Tot-P-halt och vattenföring (Figur 14) är likartat med det som finns mellan Tot-P-halt och medelhöjd (Figur 9). Detta stöder den tidigare framförda hypotesen (se kväveavsnittet) om att det kausala sambandet skulle kunna vara mellan halt och avrinning istället för med medelhöjd. Det bör även för fosfor noteras att sambandet är motsatt till det som normalt förekommer i jordbruksområden där Tot-P-halten vanligtvis uppvisar ett positivt samband med avrinningen.



$$\text{Flödesvägd Tot-P (}\mu\text{g/l)} = 40,8 - 11,3 * \text{Log}_{10} (\text{Vattenföring [mm]}) \quad r^2=0,12 \quad n_{\text{År}}=265, n_{\text{Sm}}=29$$

Figur 14. Samband (lin-log₁₀, 95 % konfidensintervall) mellan årsvattenföring (mm) och halten Tot-P (µg P/l) i 29 bäckar (n_{År}=265) under perioden 1982-2003.

3.3.3. Areal specifika transporter av fosfor och kväve

Årsavrinningen från de studerade områdena var i medeltal 513 mm med en variation mellan vattendragen i intervallet 348-931 mm (Tabell 14), d.v.s. ungefär en faktor 3.

Arealförlusterna för N var i medeltal 1,61 kg N/ha, år med en variation mellan vattendragen i intervallet 0,72-2,30 kg N/ha, år. Motsvarande värden är för P 0,051 kg P/ha, år respektive 0,020-0,115 kg P/ha, år. Varken kväve eller fosfor uppvisade särskilt god samvariation mellan avrinning och arealförlust ($r^2=0,09$ respektive $r^2=0,04$ baserat på data från Tabell 14). Baserat på de årliga transportberäkningarna är motsvarande värden $r^2=0,22$ (Tot-N) respektive $r^2=0,12$ (Tot-P). Detta indikerar att N- och P-halterna varierar mer än avrinningen och att det är huvudorsaken till de varierande arealförlusterna. Modeller för att på ett relevant sätt skatta typhalterna av Tot-N och Tot-P är därför viktiga.

Tabell 14. Årlig avrinning (mm) och arealförluster av P och N (kg/ha, år, medel och standardavvikelse samt antal år) i 29 bäckar under perioden 1982-2004. Vattendragen är ordnade från söder (Trösälven) mot norr (Abiskojojk Röda Bron).

Vattendrag	Antal år	X	Y	Q (mm)	Kg N/ha, år	Kg N/ha, år (Sdev)	Kg P/ha, år	Kg P/ha, år (Sdev)
Trösälven	4	659670	142700	365	1,72	±1,32	0,020	±0,008
Kindlahöjden IM	7	662629	144976	526	1,32	±0,57	0,027	±0,008
Laxbäcken	9	663718	148037	479	1,79	±0,64	0,040	±0,013
Mansån	4	664335	136275	532	1,99	±1,06	0,064	±0,052
Björnbäckån	6	673809	153401	426	2,09	±0,61	0,036	±0,007
Sörjabäcken (Lillån)	6	673815	153365	412	1,75	±0,47	0,030	±0,007
Lill-Fämtan	17	675032	135400	585	1,61	±0,53	0,050	±0,014
Härån (Storån)	6	684705	153450	465	1,84	±0,73	0,037	±0,017
Stråfulan	6	684875	133226	676	1,91	±0,42	0,028	±0,009
Hängelån	4	689815	150920	411	1,13	±0,47	0,027	±0,013
Stormyrbäcken	15	690530	152405	524	2,02	±0,77	0,062	±0,024
Viskansbäcken	5	692688	153260	402	1,61	±0,54	0,037	±0,017
Hornsjöbäcken	6	697145	157980	450	1,40	±0,61	0,057	±0,060
Bastuån	5	699972	140367	887	2,06	±0,52	0,047	±0,026
Semlan	4	702632	139407	483	1,51	±0,36	0,025	±0,004
Kvarnån	7	703626	153615	381	1,40	±0,40	0,031	±0,009
Lilljärnsbäcken	19	707822	133430	803	1,86	±0,40	0,048	±0,015
Gammtratten IM	5	708507	161362	514	1,40	±0,86	0,042	±0,022
Svartberget	7	713297	169256	311	1,23	±0,26	0,058	±0,012
Bjurbäcken	6	718265	171875	384	2,18	±0,82	0,075	±0,027
Fiskonbäcken, v, vid mynn	5	720990	147270	931	2,30	±0,31	0,050	±0,014
Laxtjärnsbäcken	19	730224	165025	419	0,96	±0,31	0,033	±0,012
Raurejukke	16	731860	150695	797	1,66	±0,55	0,080	±0,029
(Lillbäcken)	14	731871	150690	336	0,72	±0,33	0,031	±0,011
Kukkasjärvi	19	735526	183905	348	1,97	±0,75	0,115	±0,036
Alep Uttjajåkkå	6	739283	163835	541	1,49	±0,50	0,047	±0,013
Muddusälven	18	741419	169012	373	1,41	±0,34	0,040	±0,010
Pessisjåkkå	3	758311	164144	491	1,08	±0,09	0,026	±0,010
Abiskojojk Röda Bron	17	758793	162214	854	1,11	±0,49	0,072	±0,038
Samtliga 29 vattendrag	265			513	1,61	±0,68	0,051	±0,033

4. Tester av framtagna kvävetyphalter i stora områden

Den framtagna algoritmen för N har testats i sex huvudavrinningsområden i norra Sverige. Totalt har koncentrationer av Tot-N, Oorg-N och Org-N simulerats i 59 områden (med mätdata) och jämförts med uppmätta koncentrationer samt med tidigare TRK-simuleringar.

4.1. Genomförande

4.1.1. Kvävesimuleringar

Simuleringar av kväveläckage har utförts på samma sätt som inom TRK-projektet, d.v.s. HBV-N-modellen har använts för att simulera vattenföringen samt kvävekoncentrationerna uppdelade på fraktionerna Oorg-N och Org-N samt summerat som Tot-N (Brandt och Ejhed 2002).

De diffusa läckageberäkningarna baseras på uppgifter om markanvändning, daglig avrinning samt säsongstyphalter för olika markslag. Till denna mängd summeras eventuella punktutsläpp och dagliga kvävekoncentrationer beräknas. Inom TRK-projektet utfördes beräkningar för TRK-områden, som i Norrland utgör ca. 400-700 km² stora avrinningsområden. Det beräknade läckaget benämns bruttobelastning.

Avrinningsområdena är kopplade, d.v.s. kvävebelastningen transporteras från uppströmsområden till nedströms liggande områden. Under vattnets väg i vattendrag och i sjöar sker en avskiljning av N från vattenfasen, som benämns retention. Eftersom retentionsprocesserna skiljer för Oorg-N och Org-N, sker en uppdelning i dessa fraktioner vid simuleringar i HBV-N-modellen. Jämförelse mellan simuleringar av koncentrationer (brutto) och mätdata visar att retentionen i första hand sker i sjöar, vilken för Oorg-N antas bero på växtupptag samt denitrifikation. Retentionen för Org-N beräknas i modellen med hjälp av aktuell Oorg-N-koncentration i sjön (cilake), lufttemperatur (t_{mean5} – 5 dygns luftmedeltemperatur) och sjöarea (lakearea) samt en fri parameter enligt följande:

$$Sjöretention\ av\ Oorg-N = parameter * cilake * lakearea * t_{mean5}$$

Retentionen av Oorg-N påverkas även av en funktion som bestämmer hur stor del av sjön som är aktiv och där retention kan ske. Den aktiva vattenvolymen förändras i samband med stora och små inflöden. Den har ett maxvärde och vid stora flöden aktiveras den passiva vattenvolymen. I den passiva delen är omsättningstiden mycket kort, kvävet passerar utan att blandas med den stora vattenmassan och utan att påverkas av några processer.

För Org-N finns i modellen dels en funktion som styr organisk produktion i sjöar (omvandling från Oorg-N), som ej använts i norra Sverige, och dels en funktion, som styr förluster, som använts sparsamt i stora sjöar (t.ex. för Vättern). Den är för närvarande konstruerad som en ren förlustterm i kg/dag och sjö. Förlust av Org-N beror förutom av sedimentation även av UV-oxidation, mineralisering m.m.

Retentionen och dess dynamik under året anpassas (kalibreras) mot mätdata. Anpassning sker i ett antal utvalda områden och därefter används för Oorg-N generella parameteruppsättningar för hela huvudvattendrag. Mätdata, som ej utnyttjats för kalibrering, används för validering av simuleringar efter retention. Det läckage

som erhålls efter retention benämns nettobelastning. Närmare beskrivning av retentionsberäkning med HBV-N-modellen framgår av TRK-rapporten (Brandt och Ejhed 2002, avsnitt 4.7 samt appendix 2).

4.1.2. HBV-N-modellförändring för hantering av ny typhaltsalgoritm

HBV-N modellen har omkodats och indatafiler har ändrats för att hantera den framtagna algoritmen i stället för de fasta typhalter för respektive markslag, som användes i TRK-projektet. Detta inkluderar en beräkning av respektive områdes medelhöjd, vilket krävs till algoritmen.

4.1.3. Testområden

Den nya modellversionen har använts för simuleringar i följande huvudavrinningsområden (siffran före vattendraget anger vattendragsnummer och siffran inom parentes antal områden med mätdata):

- 1. Torneälven (2)
- 2. Sangisälven (1)
- 9. Luleälven (2)
- 24. Rickleån (2)
- 28. Umeälven (15)
- 53. Dalälven (32)

Beräkningsperioden har varit densamma som för TRK-beräkningarna, d.v.s. 1985-1999. Mätdata finns från områden med medelhöjd från ca 1 400 m. ö. H. och ner till mynningarna av älvarna.

Dessutom har nivån på vinterkvävehalten manuellt beräknats utifrån markanvändning, medelhöjd och typhalt för ytterligare fem i stort sett av människan opåverkade TRK-områden (i Piteälven, i Ångermanälven, i Ljungan samt i Indalsälven) och jämförts med mätdata. Avsikten med testerna i de 59 områdena med mätdata har varit att få en bra täckning både i höjdded och i rummet för norra Sverige.

4.2. Analysmetodik

Effekten av typhaltsförändringen kan studeras genom validering mot mätdata. Eventuella förbättringar med den framtagna typhaltsalgoritmen i förhållande till TRK-versionen beskrivs dock bäst som jämförelse mellan simulerade och uppmätta halter baserade på den framtagna typhaltsalgoritmen respektive fasta typhalter i enlighet med TRK-modellen.

Tydligast resultat erhålls om inga förändringar i indata eller andra förändringar utförts. Förändringar av modellsimuleringar i Umeälven studerades både med och utan omkalibrering av retentionen för Oorg-N. De simulerade Oorg-N-halterna sänktes märkbart vid införande av den nya algoritmen för typhalterna. Retentionsparametrarna för Oorg-N framtagna inom TRK-projektet sänkte koncentrationerna ytterligare. I Dalälven fanns en retentionsfunktion för Org-N införd i några områden med stora sjöar (t.ex. Siljan, Runn) (sänker nivån på Org-N) i TRK-projektet. Denna retentionsparameter infördes i ytterligare två stora sjöar (Trängslet och Amungen) vid omkalibreringen för att sänka Org-N-halten i nedströms liggande områden. I övriga områden gjordes inga omkalibreringar eller andra förändringar.

Analysen baseras på relativt ackumulerad differens mellan simulerade koncentrationer och uppmätta koncentrationer för varje mätillfälle i hela tidsserien för respektive område dels med de nya typhalterna och dels från TRK-resultaten. Differenserna har tagits fram för Tot-N samt för fraktionerna Oorg-N och Org-N. Relativ ackumulerad differens (rel ack diff) beräknas enligt:

$$\text{Relativ ackumulerad differens} = \frac{\sum \text{simulerad konc} - \sum \text{uppmätt konc}}{\sum \text{uppmätt konc}}$$

Den relativa ackumulerade differensen för de två olika simuleringarna har sedan jämförts för respektive område.

För att få ett relativt mått på den förändring som ändring av typhalter för skog, fjäll och myr medfört har absolutvärdet av de relativa ackumulerade differenserna jämförts för de två olika simuleringarna (2005 med nya framtagna typhalter respektive typhalter från TRK-projektet).

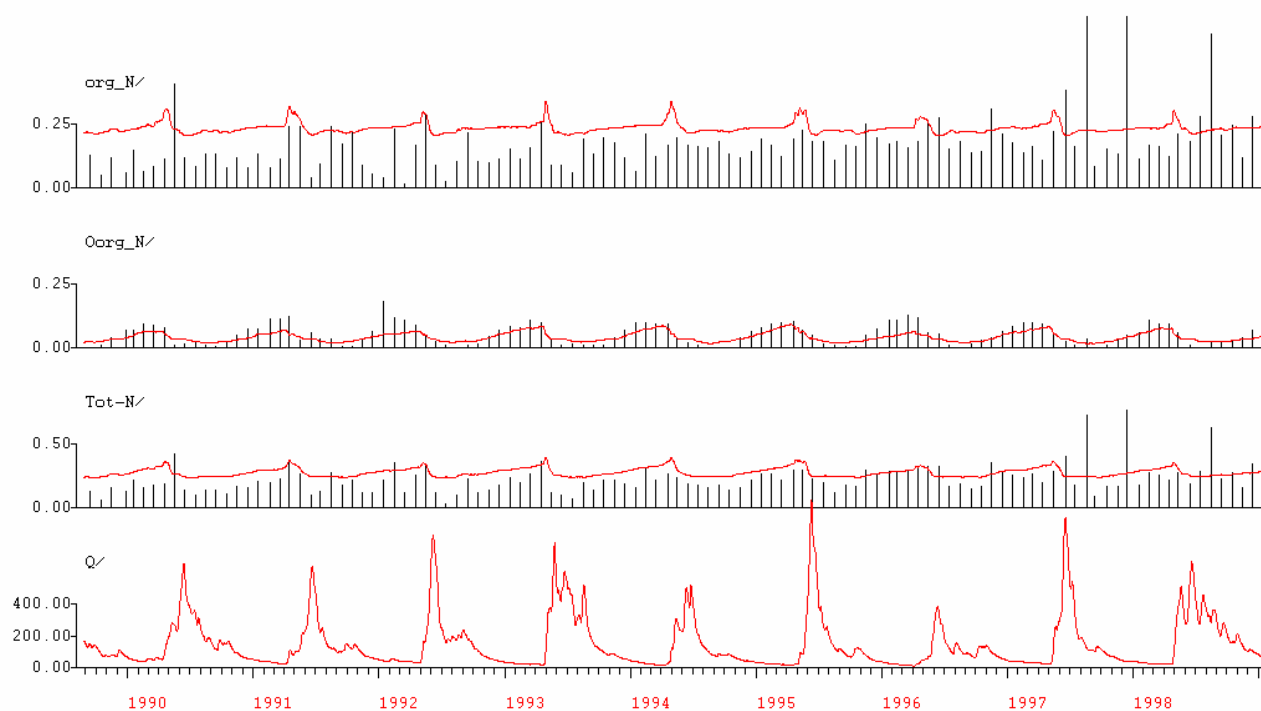
$$\text{förändring} = \frac{\text{abs}(\text{rel ack diff } 2005) - \text{abs}(\text{rel ack diff TRK})}{\text{abs}(\text{rel ack diff TRK})}$$

För Umeälven och Dalälven, där det finns flera områden med mätserier, har ett medelvärden av de absoluta relativa differenserna beräknats baserat på alla mätplatser.

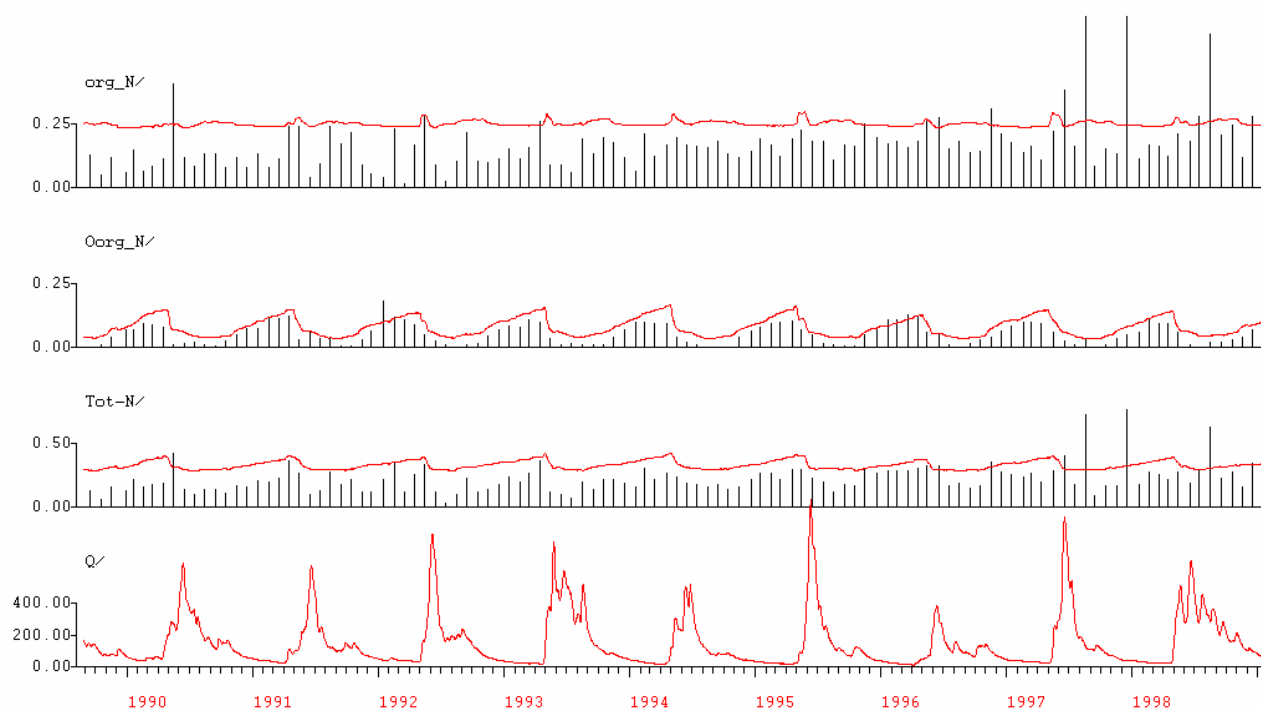
Förutom dessa statistiska analyser har plottningar tagits fram för samtliga områden med mätdata. Simuleringarna har manuellt granskats och jämförts med mätdata samt tidigare TRK-simuleringar. I figur 15 återfinns ett exempel på simulerade halter med a) den nya algoritmen och uppmätta halter respektive b) med TRK-typhalter och uppmätta halter för ett antal år av beräkningsperioden. Det aktuella området är Umeälven ovan Åmans tillföde (i detta exempel har identiska retentionsparametrar för Oorg-N använts).

18 områden med mycket liten mänsklig påverkan samt utan uppströms belägna områden valdes ut för specialgranskning. De har en medelhöjd, som varierar från 1 695 m till 133 m. ö. h.

a) Simulering med typhalter enligt detta projekt (första testomgången)



b) Simulering med typhalter från TRK-projektet



Figur 15. Kvävesimuleringar (linjer) och uppmätta halter (staplar) i Umeälven ovan biflödet Åman från en del av beräkningsperioden 1985-1999. Den relativa ackumulerade differensen för Org-N för perioden ändrades från 0,351 för TRK-simuleringen till -0,249 för simuleringar med algoritmen (utan omkalibrering) och för Tot-N från 0,382 till 0,157, d.v.s. en liten förbättring. Nedersta kurvan i diagrammen visar simulerad vattenföring.

4.3. Resultat

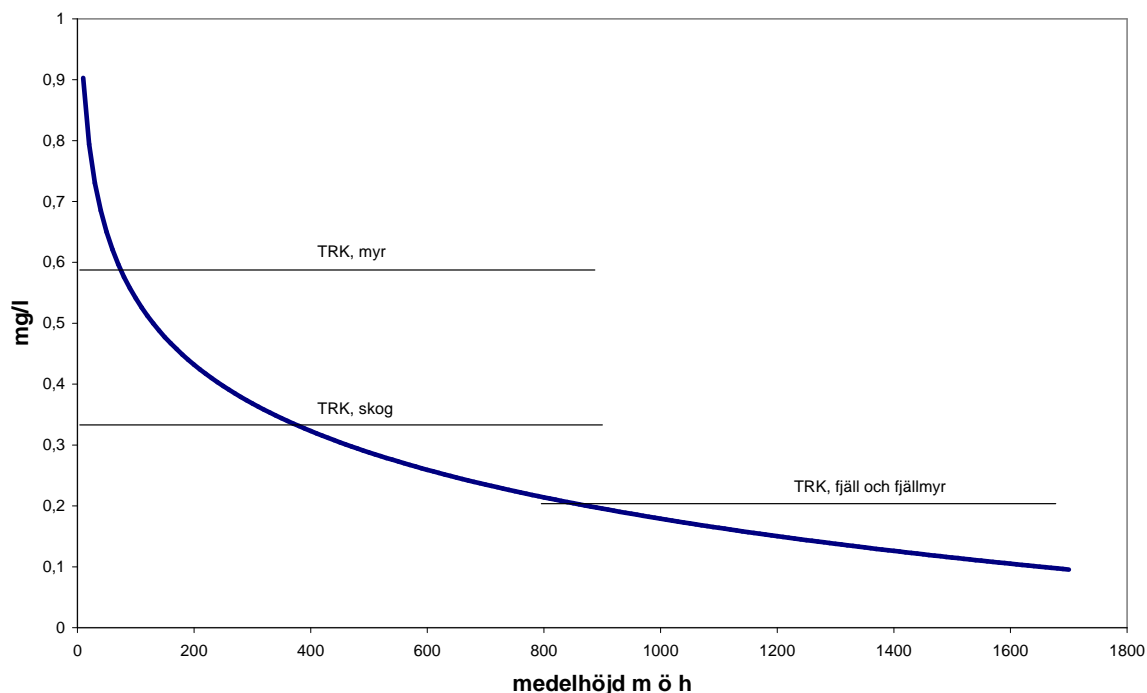
4.3.1. Jämförelse mellan N-typhalter ör skog, fjäll och myr framtagen inom TRK och med nu framtagen algoritm

Inom TRK-projektet baserades typhalten för skog och myr i norra Sverige på de typhalter som togs fram inom Hav-90 (Löfgren och Olsson 1990). Dessa kontrollerades mot nya mätningar för områden dominerade av skog respektive myr samt för blandområden. Inom TRK-projektet skedde dessutom en uppdelning i säsonger för att fånga den årsväxling som syns i mätdata från små skogs- och myrområden. Säsongsdynamiken för skog och myr baserades på drygt 15 små områden. Typhalten för kalvfjäll (och glaciär) samt säsongsdynamiken hämtades i TRK-projektet från mätdata från ca 9 fjällområden (med inslag av fjällnära skog och fjällmyr). Typhalten för hygge baserades på Hav-90 men av ett missförstånd användes 3 gånger typhalten för Tot-N i stället för 2 gånger typhalten.

Inom detta projekt har senare års mätdata utnyttjats och betydligt fler mätdata har legat som underlag för framtagning av algoritmerna än de som användes inom Hav-90-projektet. Baserat på erfarenheterna från delprojekt III har en algoritm framtagits som gäller för alla tre markslagen skog, fjäll och myr och som för Tot-N är höjdberoende (figur 16):

$$\text{Tot-N (mg/l)} = 1,265 - 0,362 * \log_{10}(\text{Medelhöjd [m]})$$

I figur 16 har även typhalter använda i TRK-projektet inlagts för jämförelse.

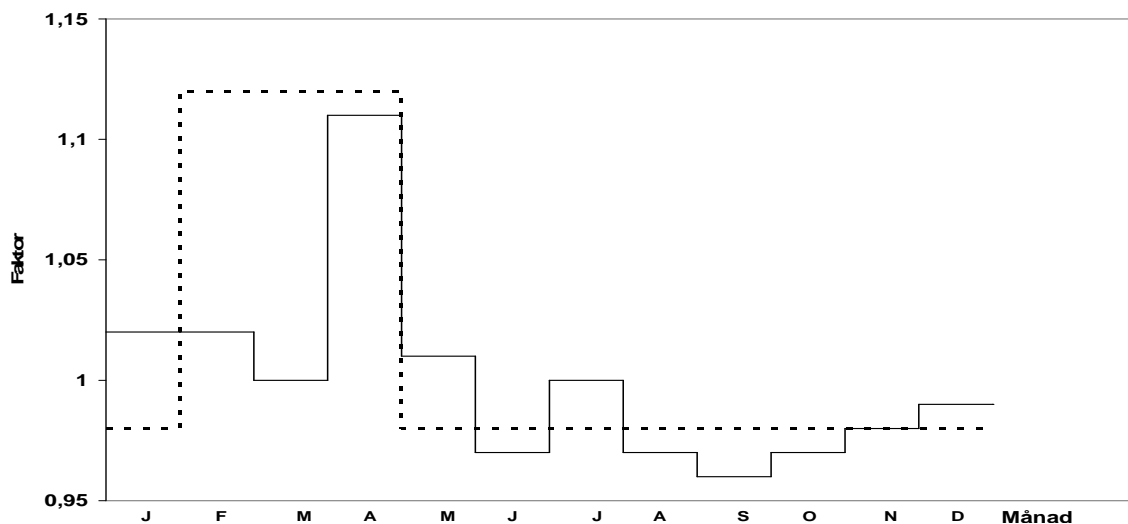


Figur 16. Typhalter Tot-N för skog, fjäll samt myr och dess beroende av områdets medelhöjd. Typhalter från TRK-projektet finns inlagda som jämförelse (de saknar höjdberoende, men är i stället uppdelade efter markslag). Linjerna anger även vid vilka höjdnivåer de olika markslagen förekommer.

I det första förslaget på typhalter från SLU, ansattes Oorg-N till 0,022 mg/l och utan säsongsdynamik, vilket har använts vid den första testomgången. Org-N beräknas som

differens mellan Tot-N och Oorg-N. Det innebär att proportionerna mellan andel Oorg-N och Org-N förändras med höjden. I TRK-projektet var däremot proportioner mellan Oorg-N och Org-N ett fast tal, vilket var 20 % Oorg-N (vid årsmedelvärdet) för fjäll, skog och myr i norra Sverige.

Årsdynamiken för Tot-N tillsammans med den sammanslagna effekten av säsongsdynamik för Tot-N i TRK-projektet (för skog och myr) redovisas i figur 17.



Figur 17. Säsongsvariation för typhalt av Tot-N. Heldragen linje visar resultat i detta projekt och prickad linje värden från TRK-projektet. (Siffervärden för detta projekt återfinns i tabell 19).

Resultaten från den första testomgången visar dock att den säsongsdynamik som användes för Oorg-N i TRK-projektet beskrev årsdynamiken bättre och gav bättre simuleringsresultat för Oorg-N jämfört med mätdata, varför en förnyad analys av halt och årsdynamik utfördes av SLU. Årsmedelhalten för Oorg-N höjdes därvid till 0,038 mg/l och en säsongsdynamik infördes i enlighet med tabell 15.

Tabell 15. Säsongsdynamik för Oorg-N beräknas som faktor * årsmedelhalt

Månad	Jan	Feb	Mars	April	Maj	Juni	Juli	Aug	Sept	Okt	Nov	Dec
Faktor	1,66	1,84	2,08	1,68	0,87	0,47	0,58	0,53	0,55	0,66	0,97	1,32

I TRK-projektet var typhalten av Org-N för hygge densamma som den för skog, medan typhalten för Oorg-N var 0,73 mg/l utan säsongsdynamik. I föreliggande projekt användes en faktor för hygge, som är 1,25 gånger halterna Tot-N och Oorg-N för skog, fjäll och myr. Det innebär halter i intervallet 0,022-0,099 mg/l för Oorg-N, vilket således är betydligt lägre än i TRK-projektet.

Jämförelsen mellan de olika typhaltsskattningarna visar på både likheter och olikheter, men det är först när dessa används för simuleringar i områden med olika markslag och höjd som effekten på belastningen kan bedömas.

4.3.2. Jämförelse av simuleringar med framtagen algoritm och mätdata samt TRK-simuleringar

Generellt visar simuleringarna med de nya typhalterna bättre överensstämmelser med mätdata för Tot-N än tidigare TRK-simuleringar (tabell 16). De statistiska analyserna visar t.ex. en genomsnittlig förbättring av avvikelserna mellan simulerade och uppmätta

koncentrationer (mätt som absolut relativ ackumulerad differens) för Tot-N med 29 % i Umeälven om alla mätserier används (flertalet har endast 10-12 mättillfällen) och 72 % om enbart långa mätserier används. Torneälven, Luleälven samt Rickleån har enbart två mätplatser vardera medan Sangisälven enbart består av ett område med mätdata.

Tabell 16. Absolut relativ ackumulerad differens mellan simulerad och uppmätta koncentrationer för Tot-N samt förbättringen jämfört med TRK-resultaten vid första testomgången

Vattendrag		Simuleringsresultat med ny typhaltsalgoritm Abs(rel ack diff) för Tot-N	Simuleringsresultat TRK Abs(rel ack diff) för Tot-N	Förbättring jämfört med TRK-resultat
Umeälven (4 långa serier) med omkalibrering	medel	0,175	0,642	72 %
	median	0,193	0,654	
	max	0,31	1,14	
	min	0,001	0,11	
Umeälven (4 långa serier) utan omkalibrering	medel	0,156	0,333	47 %
Dalälven	medel	0,164	0,444	63 %
	median	0,129	0,363	
	max	0,700	1,45	
	min	0,003	0,03	
Torneälven	medel	0,169	0,184	8 %
Luleälven	medel	0,186	0,291	36 %
Rickleån	medel	0,044	0,125	65 %
Sangisälven		0,106	0,286	63 %

De statistiska analyserna samt granskningen av plotningarna visar dock att de simulerade Org-N-halterna i den första testomgången ofta låg högre än mätdata (i 82 % av totala antalet områden med mätdata i de analyserade vattendragen och i 45 % av de i stort sett av människan opåverkade områdena utan uppströms områden). Fler områden hade legat högre än mätdata om inte retention av Org-N lagts in i stora sjöar i Dalälven. För Oorg-N erhöles däremot i många områden för låga simuleringar (i 55 % av totala antalet områden med mätdata respektive i 67 % av de opåverkade områdena utan uppströmsområden). Den ursprungliga kalibreringen av Oorg-N i Umeälven ändrades så att retentionen minskades för att få bättre överensstämmelse med mätdata, men den åtgärden räckte inte.

Överensstämmelsen mellan simulerade halter och mätdata har subjektivt uppskattats i de 18 områden (utan uppströmsområden) som bedöms relativt opåverkade (ringa påverkan enligt indata till modellen, d.v.s. inget eller mycket liten odlad mark samt inga eller försumbara punktutsläpp). I tabell 17 motsvarar +2 klart högre simulerad halt än i mätdata, +1 något högre simulerad halt än i mätdata, 0 god överensstämmelse, -1 något lägre simulerad halt och slutligen -2 tydligt lägre simulerad halt än i mätdata.

Tabell 17. Skattning av överensstämmelse mellan simulerade och uppmätta kvävekoncentrationer för den första testomgången. + anger för höga simulerade halter och – för låga.

Områdets medelhöjd (m ö h)	Område - huvudvattendrag	Tot-N	Org-N	Oorg-N
1 695	Abisko - Torneälven	0	+2	-1
853	Tjulträsk – Vindelälven/Umeälven	0	0	-1
844	Arån - Ljungan	0	0	-1
823	Grövlan - Dalälven	+2	+2	-1
734	Mesjön - Ångermanälven	0	0	-1
731	Ersbo - Dalälven	+1	+2	-2
663	Viepsajäkka	-1	-1	-1
468	Mälskarbäcken - Ångermanälven	-1	-1	-2
427	Muddus - Luleälven	0	0	-2
405	Dysån - Dalälven	+2	+2	0
401	Juktån - Umeälven	+2	+2	0
340	Ådalsån - Indalsälven	0	0	-2
326	Hyttingsheden - Dalälven	+2	+2	-1
301	Lycksabäcken - Umeälven	+2	+2	0
295	Åman – Vindelälven/Umeälven	+2	+2	0
243	Ramsan - Umeälven	0	+1	0
ca 150	Rickleån (område 004)	0	+1	-2
133	Sangisälven	0	+1	-2

Medelvärdet av skattningarna för delområdena i tabellen är för Org-N och Tot-N positivt (d.v.s. för hög simulerad halt jämfört med mätdata), medan det är negativt för Oorg-N (d.v.s. för låg simulerad halt jämfört med mätdata) vid första testomgången.

Resultaten från dessa tester medförde att analysen av Oorg-N och dess säsongsdynamik sågs över. En ny Oorg-N-halt togs fram (0,038 mg/l) och en säsongsdynamik infördes (se tabell 15).

De nya värdena för Oorg-N påverkar också Org-N eftersom Org-N beräknas som differensen mellan Tot-N och Oorg-N. Värdena testades i Umeälven (andra testomgången). Införande av enbart säsongsvariation fick mycket liten effekt, men i kombination med högre årsmedelhalt ökade förbättringarna i den relativa ackumulerade differensen jämfört med TRK-simuleringarna till 54 % för Tot-N (tabell 18) (motsvarande siffra för första testomgången 47 %, se tabell 16). För Oorg-N uppgick förbättringen till 49 % (med omkalibrering) (motsvarande siffra för första testomgången var 46 %). Tendensen med för hög simulerad halt av Tot-N och Org-N samt för låg simulerad Oorg-N halt jämfört med mätdata kvarstår.

Tabell 18. Absolut relativ ackumulerad differens mellan simulerad och uppmätta koncentrationer för Tot-N samt förbättringen jämfört med TRK-resultaten vid andra testomgången

Vattendrag		Simuleringsresultat med ny typhaltsalgoritm Abs(rel ack diff) för Tot-N	Simuleringsresultat TRK Abs(rel ack diff) för Tot-N	Förbättring jämfört med TRK-resultat
Umeälven (4 långa serier) med omkalibrering	medel	0,152	0,333	54 %

I TRK-projektet noterades i åtminstone 11 skogsområden utan uppströms liggande områden tydligt för höga simulerade oorganiska halter, vilket kunde hänföras till för höga typhalter för hygge alternativt överskattning av hyggesarealen. De nu använda hyggestyphalterna har inneburet en betydligt bättre överensstämmelse med mätdata i dessa områden. Andelen hygge överstiger dock inte 16 % i de aktuella områdena, vilket gör att det är svårt att utvärdera den antagna typhalten för hygge.

4.4. Diskussion rörande jämförelse mellan olika simuleringar och mätdata

Det är viktigt att notera att modellsimuleringarnas överensstämmelse med verklighetens koncentrationer (mätdata) beror på tillförlitligheten i indata och modellens beskrivning samt kalibrering. Underlaget till dessa beräkningar baseras på nationella databaser och Sverigetäckande information, vilket man skall beakta vid användning av resultaten. Felaktigheter i markanvändning, i typhalter, i avrinning, felaktiga eller saknade utsläppsmängder från punktkällor och fel uppdelning i fraktioner orsakar fel i belastningsberäkningarna. Utförs retentionskalibreringen på felaktigt indataunderlag finns det en stor risk att man justerar ner koncentrationen med retentionen. I sin tur kan det medföra felaktiga slutsatser angående t.ex. källfördelning och antropogen belastning.

De retentionsprocesser som används i modellen i norra Sverige kan inte ge upphov till ökande koncentrationvärden. De kan bara leda till minskade värden. Vid TRK-beräkningarna funderade SMHI mycket på hur vi skulle kalibrera retentionen utifrån de relativt få mätdata som fanns. De simulerade haltnivåerna för Org-N föreföll systematiskt vara lite för höga i norra Sverige. Från projektet Kväve från land till hav (Arheimer m.fl. 1997) hade SMHI fått en bra erfarenhet av retentionskalibrering av Oorg-N i södra Sverige, medan erfarenheten kring Org-N var sämre. I norra Sverige är andelen Org-N betydligt högre än Oorg-N, och får där därför betydligt större roll. I TRK-projektet valde SMHI att använda en fastläggning av Org-N i sjöar med lång uppehållstid där vi hade mätdata uppströms och nedströms sjön, för att få en bättre överensstämmelse med mätdata. I vattendrag där vi såg för höga simulerade Org-N-halter i nedströms områden, men där vi saknade mätdata nära eller i områden med de stora sjöarna, lade vi inte in någon retention för Org-N (t.ex. i Skellefteälven). Konstruktionen av retentionsfunktionen var enkel – enbart en daglig fastläggning av angiven mängd, vilket medför att SMHI inte kan använda generella parameteruppsättningar på samma sätt som för Oorg-N utan att den måste läggas in manuellt i indatafilerna.

Samma erfarenhet av för höga koncentrationer som behöver åtgärdas med retention av Org-N drar vi från detta projekt och SMHI planerar att lägga in en bättre och mer generell funktion. Retention i form av sedimentation i sjöar med lång uppehållstid förklarar dock inte de för höga Org-N-halterna i områden med små sjöar (d.v.s. för åtskilliga av de 18 områdena). Det skall dock påpekas att algoritmen är baserad på medelvärden för många vattendrag som har stor geografisk och topografisk spridning samt på flera år, vilket medför avvikelser för enskilda vattendrag och år. Möjligheterna att införa mer förfinade algoritmer i rummet och i tiden begränsas av användningen av Röda kartans markanvändning som underlag, brist på tillräckligt många kalibrerings- och valideringsmätdata samt enkla generaliserbara funktioner som beskriver de olika processerna baserade på indata som enkelt kan tas fram Sverigetäckande.

4.5. Retentionsförändringar orsakade av de nya typhalterna

Retentionen är beroende av kvävemängden i vattnet och påverkas därför av förändrade halter. Förändringen av typhalterna för skog, fjäll och myr liksom hygge orsakade att den beräknade retentionen av Tot-N i de lokala områdena i Dalälven minskade med 1-7 % och med 2-15 % i Umeälven jämfört med TRK-beräkningarna enligt beräkningar i den första testomgången.

Införs en mer generell funktion för beräkning av fastläggning av Org-N i sjöar kommer det att förändra resultaten vad gäller retention.

En ändrad retention har betydelse för t.ex. uppskattningar av reningsverkens effekt på tillförseln till havet. Det kan även ändra mängden antropogen tillförsel till havet.

5. Rekommenderade N- och P-typhalter från skog, myr och fjäll

Det finns ingen anledning att i PLC-arbetet separera N- och P-typhalterna från olika markslag (fjäll, myr, skog) trots att både PLS-modellen och residualanalyserna indikerar att skog läcker något mindre kväve och fosfor än myr. Orsaken till detta är att sambanden är mycket svaga och att fördelningen mellan olika markslag är mycket osäkra för små avrinningsområden då man utgår från Röda kartans generaliseringar. Resultaten indikerar även att sjöarealen framtagen med Röda kartan är en osäker variabel för att skatta närsaltretention i små, boreala och alpina avrinningsområden. Ett statistiskt säkerställt positivt samband konstaterades mellan fosforhalt och sjöprocent (Tabell 11), vilket följaktligen tyder på negativ retention, d.v.s. intern fosforbelastning. Såvitt känt saknas vetenskapligt belägg för att kvantitativt betydelsefull intern fosforbelastning skulle förekomma i näringsfattiga sjöar i boreala och alpina områden. Sambandet som erhållits är därför sannolikt en statistisk artefakt eventuellt kopplad till den grovt generaliserade hydrografen i Röda kartan.

Rekommendationen blir följaktligen att skog, myr och fjäll hanteras likvärdigt och att samma typhalter används oberoende av markslag. Typhalterna av Tot-N och Tot-P föreslås skattas utgående från höjdberoende, medan de oorganiska fraktionerna hanteras som konstanta halter. Org-N och Res-P beräknas som en mellanskillnad mellan totalhalt och oorganiska fraktioner. Sambanden som används bör baseras på hela tidsperioden 1982-2004 (Nr 1 i Tabell 5 och 10) eftersom dessa samband utjämnar för mellanårliga haltvariationer.

Det rekommenderas vidare att man introducerar säsongsdynamik för Tot-N, Oorg-N och Tot-P (Tabell 19), medan detta inte är nödvändigt för den oorganiska fosfor. Detta innebär att även Org-N och Res-P kommer att uppvisa en säsongsdynamik.

5.1. Rekommenderade algoritmer för N- och P-typhalter:

$$\text{Tot-N } (\mu\text{g N/l}) = 1265 - 362 * \log_{10} (\text{Medelhöjd [m]}) \quad \text{Ekv. 1}$$

$$\text{Org-N } (\mu\text{g N/l}) = \text{Tot-N} - \text{Oorg-N} \quad \text{Ekv. 2}$$

$$\text{Oorg-N } (\mu\text{g N/l}) = \text{NO}_{23}\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N} = 38 \quad \text{Ekv. 3}$$

$$\text{Tot-P } (\mu\text{g P/l}) = 37,2 - 10,7 * \text{Log}_{10} (\text{Medelhöjd [m]}) \quad \text{Ekv. 4}$$

$$\text{Res-P } (\mu\text{g P/l}) = \text{Tot-P} - \text{PO}_4\text{-P} \quad \text{Ekv. 5}$$

$$\text{PO}_4\text{-P} = 3 \quad \text{Ekv. 6}$$

Tabell 19, Rekommenderad säsongsvariation för Tot-N och Tot-P baserat på sambandet med medelhöjd (ekv 1 och 5) samt för Oorg-N, Säsongsdynamiken är oberoende av enhet, d,v,s, samma värden skall användas oberoende av om halterna är uttryckta i $\mu\text{g/l}$ eller mg/l ,

Månad	% Tot-N _{medel}	% Oorg-N _{medel}	% Tot-P _{medel}
1	102	166	87
2	102	184	87
3	100	208	90
4	111	168	137
5	101	87	121
6	97	47	101
7	100	58	104
8	97	53	108
9	96	55	97
10	97	66	100
11	98	97	84
12	99	132	83

5.2. Typhalter för N och P kopplat till skogsbruk

Information om i vilken utsträckning som skogsbruksåtgärder utförts inom de små avrinningsområdena, som används för framtagning av typhalter, saknas i detta arbete. Det går därför inte att utifrån detta material påvisa effekter på N- och P-typhalterna från skogsbruk. Tidigare studier av mindre vattendrag visar att det är mycket svårt att påvisa skillnader i N- och P-halter mellan brukad och obrukad skog (Westling et al. 2001, Löfgren & Westling 2002, Löfgren & Olofsson 2002, Ugglå & Westling 2003). Orsaken till detta är att skogsbruksåtgärden normalt utförs på någon eller några få procent av avrinningsområdets areal och att effekterna därmed drunknar i den naturliga variationen orsakad av vädrets växlingar. I norra Sverige bör den påverkade arealen vara >30 % om man skall kunna upptäcka effekten på kväve (Löfgren & Westling 2002).

Den information som finns om skogsbrukets effekter är knuten till ett fåtal försök som genomförts i mycket små vattendrag och där betydande arealer av avrinningsområdet påverkats av skötselåtgärden. Huvuddelen av dessa studier genomfördes redan under 1970-talet då skogsvårdsåtgärder som t.ex. gödning, dikning och slutavverkning genomfördes med en betydligt lägre miljöhänsyn än i dagens skogsbruk. En sammanställning av resultaten från dessa gjordes till Hav-90 (Löfgren & Olsson 1990). De gamla undersökningarna är därför inte helt representativa för dagens skogsbruk (Löfgren & Olofsson 2002). Den geografiska lokaliseringen av objekten till södra halvan av landet antyder också att det medför osäkerhet att tillämpa resultaten för norra Sverige. Inga undersökningar av enskilda skogsbruksåtgärder har utförts norr om Ljusnan (Löfgren & Olofsson 2002). SkogForsk och SLU påbörjade

2004 en studie av avverkning och skydds zoner i Västerbotten. Avverkningarna har ännu inte utförts och inga resultat finns därför tillgängliga.

I Tabell 13 finns de två IM-områdena Kindla och Gammtratten med. I dessa områden har inga skogsbruksåtgärder utförts de senaste 100 åren. De flesta andra områdena nedanför fjällskogsgården har sannolikt varit utsatta för normalt skogsbruk, men skillnaderna i arealförlust N och P är mycket små. En nyligen utförd utvärdering av skillnaderna mellan landets fyra IM-områden och tre brukade småbäckar i Mellansverige indikerar att N- och P-halterna i brukad skog kan ligga 10-50 % över naturskogens bakgrundsvärden, men uppskattningarna är mycket osäkra (Lundin 2005).

Slutsatsen av ovanstående är följaktligen att det idag saknas vetenskapligt underlag för att uttala sig om hur skogsbruket påverkar avrinningen av närsalter till ytvatten i norra Sverige. De gamla undersökningarna indikerar påverkan, men hur stor är den?

Författarna föreslår att SMED och Naturvårdsverket samlar experterna inom området för att vid en workshop diskutera denna fråga. Målsättningen bör vara att ta fram ett så bra vetenskapligt underlag som möjligt för norra Sverige och som kan användas för PLC5-simuleringarna.

6. Referenser

- Arheimer, B., Brandt, M., Grahn, G., Roos, E. och Sjö, A. 1997. *Modellerad kvävetransport, retention och källfördelning för södra Sverige*. SMHI RH nr 13.
- Brandt, M. & Ejhed, H. 2002, *TRK Transport – Retention – Källfördelning, Belastning på havet*. Naturvårdsverket rapport 5247.
- Lundin, L. 2005. *Läckage-effekten av skogliga åtgärder reduceras med tiden*. I Löfgren, S. (Ed.) *Integrerad övervakning av miljötillståndet i svensk skogsmark – IM. Årsrapport 2003*. Inst. f. miljöanalys, SLU rapport 2005:11, p. 23-25.
- Löfgren, S. 2005. *Integrerad övervakning av miljötillståndet i svensk skogsmark – IM årsrapport 2003*. Inst. för miljöanalys, SLU. Rapport 2005:11.
- Löfgren, S. & Olofsson, H. 2002. *Övervakning av akvatiska system i brukad skog – nuvarande status och förslag till framtida program*. Inst. f. miljöanalys, SLU, Rapport 2002:20, 26 pp.
- Löfgren, S. & H. Olsson. 1990. *Tillförsel av kväve och fosfor till vattendrag i Sveriges inland. Underlagsrapport till Hav-90, Aktionsprogram mot havsföroreningar*. Naturvårdsverket rapport 3692, 100 pp.
- Löfgren, S. & Westling, O. 2002. *Modell för att beräkna kväveförluster från växande skog och hyggen i Sydsverige*. Inst. f. miljöanalys, SLU, Rapport 2002:1, 23 pp.
- Sonesten, Wallin & Kvarnäs 2004, *Kväve och fosfor till Vänern och Västerhavet. Transporter, retention och åtgärdsscenarioer inom Göta älvs avrinningsområde*. Länsstyrelsen i Västra Götalands län, Rapport 2004:33. ISSN:1403-168X, 191 pp.
- SWEDAC, 2004. *Beslut om ackreditering*. Dnr. 04/1273-51.1208, 2004-10-25.
- Uggla, E. Och Westling, O. 2003. *Utlakning av fosfor från brukad skogsmark*. IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Lammhult. Rapport B 1549, 20 pp.
- Westling, O., Löfgren, S. och Akselsson, C. 2001. *Areförluster från skogliga avrinningsområden i Västra Götaland*. Skogsstyrelsen, Jönköping. Rapport 2, 78pp.