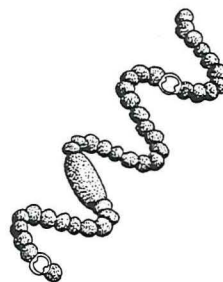
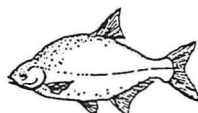


Skundern

Utredning av sjöns fosforbalans samt bedömning av möjligheten att använda biomanipulering som restaureringsmetod

av

Magnus Hillman



Förord

Den här studien handlar om Skundern, en liten sörmländsk slättlandssjö drabbad av svåra övergödningssproblem. Sett i ett större perspektiv är Skundern endast av marginellt intresse, varken sjön eller dess problem är på något sätt unika. Icke desto mindre är Skundern viktig för de boende i trakten som under många år bevittnat allt kraftigare algblömningar samt en accelererande igenväxning av sjön. För att undersöka och om möjligt restaurera Skundern har boende runt sjön bildat SMOFF; Skunderns miljö- och fiskeförening. Även Miljökontoret i Flen är engagerade i Skunderns problem.

Det är utifrån ovanstående bakgrund som detta 20 p examensarbete initierats. Syftet har varit att beskriva Skunderns problem som de ser ut idag samt ge förslag på hur en restaurering skulle kunna gå till. Studiemässigt har arbetet för min egen del inneburit avslutningen på flera års intressanta och roliga studier vid Uppsala universitet.

Jag skulle vilja tacka flera personer som hjälpt mig under resans gång. Först och främst mina två tålmodiga handledare; Anders Broberg vid Limnologiska institutionen i Uppsala och Jerry Persson vid Miljökontoret i Flens kommun. Vidare vill jag tacka SMOFF för ett gott samarbete, särskilt Björn Haraldsson för hjälp vid provtagningarna samt Leif Bergquist för goda tips och ett visat intresse för mitt arbete. För hjälp med framtagande av flödesdata vill jag tacka Peter Svensson på SMHI i Norrköping. Slutligen förtjänar även Magnus Wallström i Gävle ett tack för datateknisk support när det behövts.

Gävle i september 2001

Magnus Hillman

Bilderna på framsidan föreställer fyra viktigt förekommande arter i Skundern. Från vänster till höger illustreras en hinnkräfta (släktet *Daphnia*), en mört (*Rutilus rutilus*), en braxen (*Abramis brama*) och en blågrönalg (släktet *Anabaena*).

Innehåll

sida

Sammanfattning	3
Inledning	4
Bakgrund.....	4
Den här undersökningen.....	5
Metoder samt resultat och diskussioner	5
Morfometri.....	5
Fosforbalans.....	7
Sediment.....	15
Klorofyll.....	17
Växtplankton.....	17
Högre växter.....	19
Djurplankton.....	21
Fisk.....	23
Övergripande diskussion	26
Fosforbalans.....	26
Bio-manipulering som möjlig restaureringsmetod.....	27
Referenser	29
Bilagor	31
1. Morfometri.....	31
2. Flöden och fosforberäkningar.....	32
3. Växtplankton.....	34
4. Djurplankton.....	35
5. Fisk.....	36

Sammanfattning

Tillsammans med försurning utgör övergödning det allvarligaste miljöproblem som drabbat svenska sjöar det senaste halvsekle. I korthet består problemet i att en ökad tillförsel av närsalter; främst fosforföreningar, ökar den mottagande sjöns produktivitet vilket på sikt förändrar dess karaktär. Symptom typiska för övergödda sjöar är igenväxning och minskat siktdjup samt i förlängningen algbloomningar och fiskdöd.

Sjön Skundern i Flens kommun kan sägas vara ett typexempel på en övergödd sjö. Genom mänsklig påverkan har den naturligt grunda och näringsrika slättlandssjön under det senaste seklet gjorts än grundare och än mer näringsrik. Boende runt den knappt 2 km² stora sjön ser idag effekterna av övergödningen. Igenväxning gör att vattenspegeln minskar och sommartid liknar vattnet på algbloomningar en grönbrun sörja med endast ett par decimeters siktdjup. För att undersöka och om möjligt åtgärda Skunderns problem bildades för drygt 20 år sedan SMOFF; Skunderns miljö- och fiskeförening. I samarbete med Miljökontoret i Flens kommun har Skundern undersökts och man har även diskuterat tänkbara restaureringsåtgärder.

En relativt ny och i vissa övergödda sjöar med framgång använd restaureringsmetod är biomanipulering. Teorin är enkel, en intensiv utfiskning av karpfisk ska initialt leda till fler överlevande djurplankton vilka då mer effektivt kan beta växtplankton. Färre växtplankton gör vattnet klarare vilket i sin tur kan sätta igång fler gynnsamma förändringar. Målet är att den punktinsats som utfiskningen innebär permanent ska förändra sjöns karaktär till ett klarvattenstillstånd utan algbloomningar (Naturvårdsverket 1998a).

Syftet med denna studie, som påbörjades sommaren 2000, är att beskriva Skunderns fosforbalans samt bedöma om biomanipulering är en möjlig restaureringsmetod. Till grund för resultaten ligger provtagningar genomförda av SMOFF i samarbete med Miljökontoret i Flen samt några kompletterande undersökningar som rymts inom ramen för detta arbete.

Beträffande Skunderns fosforbelastning användes två beräkningsmetoder; en helt teoretisk och en grundad på faktiska mätningar gjorda under perioden nov/dec 99 - okt/nov 00 i Skunderns tillflöden. Resultaten, vilka är relativt samstämmiga (10% skillnad), visar att Skundern tillförs ca 435 kg tot-P/år. En stor del av denna fosfor (ca 40%) härrör från enskilda avlopp vilka därmed utgör den största enskilda källan. Med hänsyn tagen till Skunderns morfometri är denna fosfortillförsel enligt Vollenweiders (1976) klassiska belastningsmodell att betrakta som kritisk. Av Naturvårdsverket (1999) däremot definieras fosforbelastningen som måttlig. I sjön varierade fosforhalterna mycket under undersökningsperioden, extremt höga halter uppmättes under sommaren. Någon extrem tillförsel kunde ej påvisas under denna period varför det är troligt att Skunderns sediment sommartid läcker fosfor, s k internbelastning.

För att kunna bedöma om biomanipulering är en lämplig restaureringsmetod för Skundern undersöktes, förutom fosforomsättningen, ett flertal parametrar. Bl a mättes halterna av växt- och djurplankton samt utbredningen av högre växter. Skunderns fisksamhälle analyserades utifrån ett provfiske genomfört sommaren 1998. Resultaten visar på mycket höga halter växtplankton och låga halter djurplankton, särskilt stora hinnkräftor (släktet Daphnia) var glest förekommande. Vidare dominerade vass och näckrosor bland de högre växterna medan undervattensväxter förekom sparsamt. Provfisket visar att Skunderns fisksamhälle karaktäriseras av en mycket stor mängd karpfisk samt en liten andel rovfisk.

Skunderns sammansättning av växter och djur visar att mycket finns att vinna på en biomanipulering. Ett lyckat biomanipuleringsscenario skulle innebära att djurplankton, större rovfisk och undervattensväxter gynnades på bekostnad av växtplankton och karpfisk. I idealfallet skulle sjön sedan stabiliseras i det nya jämviktsläget. Enligt Naturvårdsverkets rekommendationer inför biomanipuleringar (1998a) så innebär resultaten från denna studie inte några hinder för en lyckad restaurering. Därmed inte sagt att det garanterat skulle lyckas, därtill saknas kunskaper både i detta specifika fall samt om metoden i stort. Dock skulle det, ekonomiska förutsättningar oaktade, vara väl värt ett försök.

Inledning

Bakgrund

Detta examensarbete handlar om Skundern, en knappt 2 km² stor sjö belägen ca 5 km norr om Malmköping i Flens kommun, Södermanland. Sjöns ca 30 km² stora tillrinningsområde, särskilt de norra delarna, domineras av skog och våtmarker. Runt och söder om sjön är landskapet mer öppet med åkrar, ängar och hagar. I tillrinningsområdet finns flera sjöar, de största är Händösjön, Akaren, Navestasjön och Ulvsjön. Skundern tillhör Nyköpingsåns vattensystem och har sitt slutliga utlopp i Örsbaken, en vik av Östersjön utanför Nyköping.

Skundern är en naturligt grund och näringsrik sjö som genom mänsklig påverkan drabbats av övergödningssproblem. Dessa yttrar sig främst genom kraftiga sommartida algbloomningar samt en allt snabbare igenväxning. Vissa vintrar har fiskdöd konstaterats, troligen orsakad av syrgasbrist. Problemen är stora och Skundern har av lokaltidningarna beskrivits som "Sörmlands mest övergödda sjö". När problemen började är svårt att säga men enligt boende runt sjön så förekom algbloomningar redan för 25-30 år sedan.

De faktorer som påverkat Skunderns näringsstatus mest det senaste seklet är med stor sannolikhet sjösänkning och ökad näringstillförsel (Väyrynen 1998). Skundern sänktes under åren 1913-1914 ca 70 cm vilket avsevärt reducerade sjöns volym. På 1970-talet rensades utloppet vilket ytterligare sänkte vattennivån, enligt uppgift förekom även en 20 cm sänkning 1981. Medeldjupet idag är ca 1,6 m. Beträffande näringstillförseln till Skundern gjordes de första undersökningarna 1998. Således kan man endast spekulera, men det ligger nära till hands att tro att tillförseln av näring ökat under 1900-talet. Ett mer intensivt jordbruk, användande av handelsgödsel samt införande av fosfatbaserade tvättmedel är välkända orsaker till att många svenska slättlandssjöar drabbats av problem likartade de i Skundern.

För att komma till rätta med Skunderns problem bildades i slutet av 1970-talet SMOFF; Skunderns miljö- och fiskeförening. Med ekonomiskt stöd från Flens kommun har man sedan 1980-talet genomfört ett flertal provtagningar på vatten och sediment. Föreningen har även arbetat för att öka tillgängligheten till Skundern, t ex genom iordningställande av fågeltorn och vandringsstigar runt sjön. Försök att reducera vass- och näckrosbälten har gjorts, dock med blygsamma resultat (Väyrynen 1998).

Från tiden för SMOFFs tillkomst är det möjligt att mer noggrant följa Skunderns utveckling. Fosforhalterna har sedan mätningarnas början 1981 varit mycket höga sommartid. Algbloomningarna har med undantag för enstaka år varit kraftiga och vissa vintrar har man konstaterat att syrgasbrist förekommit. Igenväxningen av sjön har fortgått.

De senaste åren har Miljökontoret i Flens kommun gjort allt större ansträngningar för att undersöka vad som ligger bakom Skunderns problem. Sjön undersöktes 1997 enligt "System aqua - biologiska undersökningar" där ett flertal biologiska parametrar beskrevs. Sommaren 1998 genomfördes ett provfiske och sedan september 1999 har månatliga provtagningar för analys av totalfosforhalten gjorts i Skunderns tillflöden, i sjön samt i utflödet.

Ett flertal restaureringsmetoder har diskuterats för att komma till rätta med Skunderns övergödningsproblem. En relativt billig åtgärd som i vissa övergödda sjöar visat sig framgångsrik är biomanipulering, metoden finns beskriven i Naturvårdsverkets rapport 4851; "Biomanipulering som restaureringsmetod för näringsrika sjöar" (1998a). Teorin bakom metoden är enkel; en utfiskning av karpfisk ska leda till fler överlevande djurplankton vilka då mer effektivt kan beta växtplankton. Förutom nämnda kaskadeffekt kan, i bästa fall, utfiskningen leda till flera andra gynnsamma förändringar vilka stabiliserar sjöns ekosystem i ett mindre näringsrikt tillstånd.

Den här undersökningen

Huvudsyftet med det här examensarbetet är att beskriva Skunderns fosforbalans samt bedöma om biomanipulering är en möjlig restaureringsmetod.

Till grund för beräkningen av nuvarande fosforbelastning ligger de provtagningar som gjorts sedan 1999. Som en jämförelse har också belastningen av fosfor beräknats helt teoretiskt. För att få en vidare bild av Skundern har också ett flertal andra parametrar undersökts, bl a sediment, klorofyllhalt, växt- och djurplanktonsammansättning samt utbredning av högre växter. Sjöns fisksamhälle har analyserats utifrån 1998 års provfiske.

Bedömningen av huruvida biomanipulering är en lämplig restaureringsmetod för Skundern grundar sig på resultaten av analyserna satta i relation till tidigare erfarenheter av biomanipulering. Då metoden är relativt ny är bakgrundsmaterialet begränsat. Det jämförelsematerial som använts i denna undersökning kommer nästan uteslutande från ovan nämnda rapport från Naturvårdsverket (1998a).

Metoder samt resultat och diskussioner

Morfometri

Metod

Utifrån kartor; Topografiska kartan "10H SV Strängnäs" och "10G SO Eskilstuna" samt Gula kartan "Dunker 10G:29", bestämdes Skunderns tillrinningsområde. Arean av avrinningsområdet; a_{ao} samt Skunderns area; $a_{sjö}$ mättes med en digital planimeter. Tillrinningsområdets area beräknades därefter som skillnaden mellan avrinningsområdets och Skunderns area. Det bör tilläggas att, till skillnad från tidigare mätningar, Sundbysjön söder om Skundern inte räknades in i tillrinningsområdet. Orsaken är att Skunderns sydligaste vik numera är så kraftigt igenväxt att det egentliga utloppet flyttats en bit upp i denna vik (figur 1). Vatten från Sundbysjön som via Sundbyån rinner ut i denna tidigare sjövik belastar alltså inte Skundern utan tillförs direkt i utloppet.

För kommande beräkningar av den faktiska fosfortillförseln bestämdes avvattningsområdena till de sex tillflöden där fosforprover tagits. Dessa delområden markerades tillsammans med hela tillrinningsområdet på en karta (figur 1).

Någon fullständig djupkarta, s k bathymetrisk karta, över Skundern har inte återfunnits. Tidsramen för denna studie har heller inte räckt till för att upprätta en sådan. Då vetenskap om sjöns volym och omsättningstid är av stor betydelse, t ex för att bestämma sjöns kritiska fosforbelastning, har Skunderns medeldjup; D_{medel} , uppskattats utifrån äldre uppgifter. Som grund för uppskattningen av medeldjupet ligger en djupprofilkarta som konstruerades hösten 1981 (okänd författare). Denna karta visar djupprofilen vid åtta tvärsnitt av sjön. Medeldjupet i respektive tvärsnitt beräknades, varefter ett medeldjup av hela sjön kunde beräknas. Vid denna senare beräkning viktades för de olika tvärsnittens längd så att längre tvärsnitts medeldjup gavs proportionellt större betydelse i beräkningen av hela sjöns medeldjup. För beräkningar se bilaga 1.

Sjöns volym; V , kunde därefter beräknas enligt formeln:

$$V = a_{sjö} * D_{medel}$$

Omsättningstiden; T , beräknades sedan enligt:

$$T = V / (q_{sy} * a_{ao})$$

där q_{sy} är den i området specifika ytavrinningen. För området användes en specifik ytavrinning på 6 l/s*km^2 (Naturvårdsverket 1996). Skunderns hydrologiska belastning; q_{hb} , beräknades enligt:

$$q_{hb} = D_{medel} / T$$

Värdet på den hydrologiska belastningen i sig ger inte så mycket information men ligger till grund för senare beräkningar av kritisk fosforbelastning.

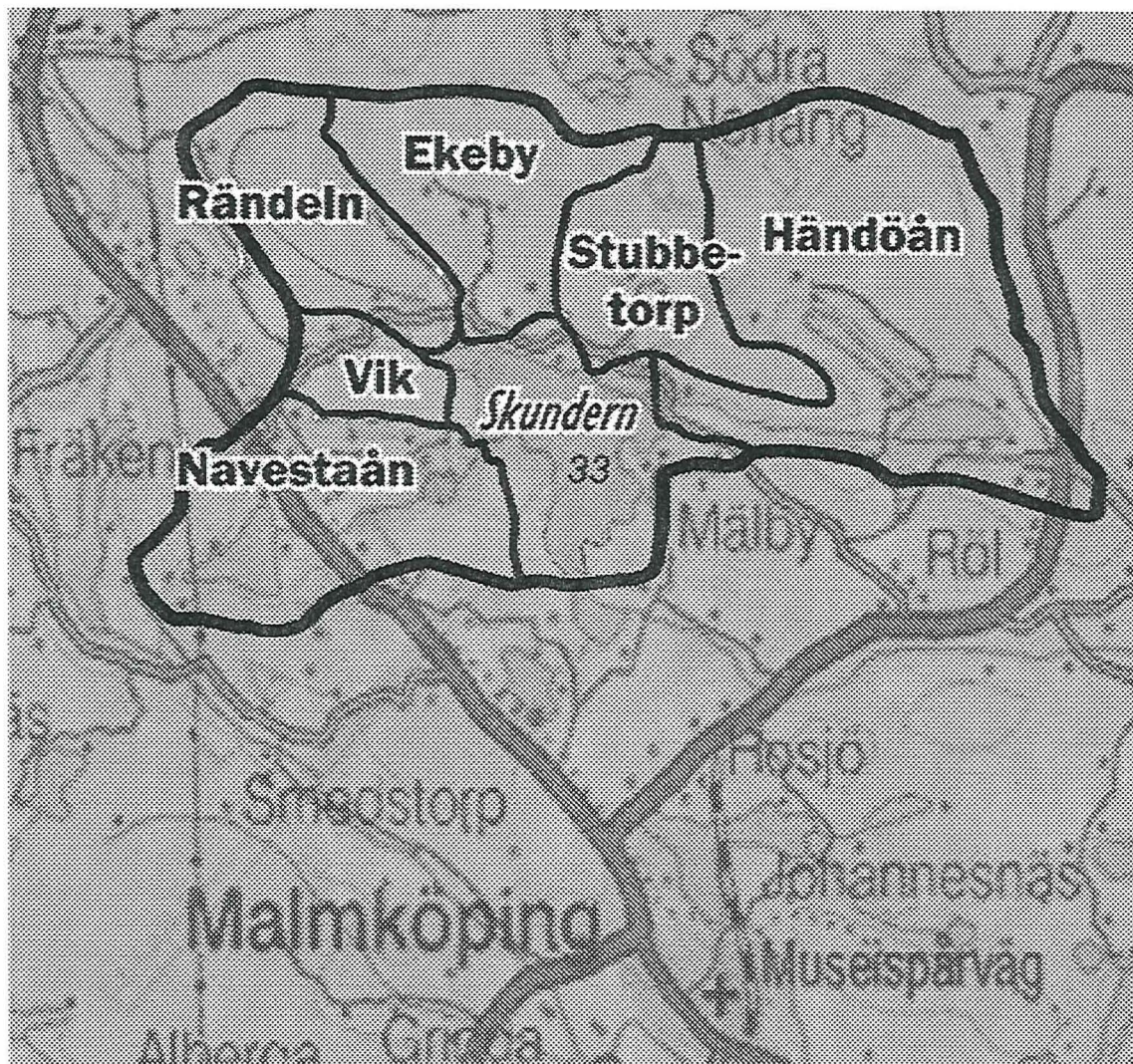
Resultat och diskussion

De morfometriska data som beräknades för Skundern och dess tillrinningsområde redovisas i tabell 1.

Tabell 1. Morfometriska data för Skundern och dess tillrinningsområde.

a_{ao} , avrinningsområdets area	30,66 km ²
$a_{sjö}$, Skunderns area	1,92 km ²
a_{to} , tillrinningsområdets area	28,74 km ²
D_{medel} , medeldjup	1,6 m
V , volym	3 072 000 m ³
T , omsättningstid	206 dygn
q_{sy} , specifik ytavrinning	6 l/s*km ²
q_{hb} , hydrologisk belastning	2,83 m/år

Skunderns hela avrinningsområde med de sex deltillrinningsområdena markerade visas på kartan i figur 1.



Figur 1. Karta över Skunderns avrinningsområde. Tillrinningsområdet är indelat i sex delområden; Navestaån, Vik, Rändeln, Ekeby, Stubbetorp och Händöån. Skundern avvattnas via Smedstaån, utloppet är beläget sydväst om Mälby.

Fosforbalans

Metod

För att beräkna fosfortillförseln till Skundern användes två metoder: Den ena är helt teoretisk och grundar sig på schablonvärden för fosfortillförsel från mark, människor, avloppstyper och djur medan den andra bygger på faktiska mätningar av totalfosforhalter och flöden. Metoderna beskrivs var för sig och refereras till som teoretisk respektive faktisk fosfortillförsel. Med fosfor avses i båda metoderna totalfosfor, trots att t ex mineral- och humusbunden fosfor som då innefattas inte är direkt tillgänglig för växter. Anledningen är att totalfosfor är lätt att mäta och därför är ett allmänt använt mått (Naturvårdsverket 1999).

För att kunna bedöma vilken effekt fosforbelastningen har på Skundern måste den sättas i relation till andra faktorer. Av betydelse är bl a fosforhalterna i sjön och i utloppsbäcken samt sjöns morfometri. Denna del av fosforavsnittet refereras till som analys och beskrivs separat efter de två ovan nämnda metoderna.

Teoretisk fosfortillförsel till Skundern beräknades i stort sett enligt en metod som tidigare använts i Norrtälje kommun (Sjöberg & Pettersson 1994). En skillnad består i att föreliggande undersökning mer i detalj tar hänsyn till vilka typer av avloppsrening som fastigheterna inom tillrinningsområdet är utrustade med.

På kartbladet Gula kartan "Dunker 10G:29" mättes arean av olika marktyper inom Skunderns tillrinningsområde med en digital planimeter. Schablonvärden för arealförluster av fosfor (från Sjöberg & Pettersson 1994), vilka redovisas i tabell 2, användes sedan för att beräkna tillförseln av fosfor från de olika marktyperna.

Antalet bostadshus markerade på kartan inom tillrinningsområdet räknades och gick därefter igenom med Björn Haraldsson, ortsbo med gedigen lokalkännedom, för att utröna i vilken grad de var bebodda. I enlighet med Sjöberg & Pettersson (1994) antogs permanentbostäder och fritidshus vara bebodda 350 respektive 110 dagar per år, antal personer per fastighet antogs vara 2,3. Uppgifter om huruvida fastigheterna var utrustade med WC och eller BDT (bad, disk, tvätt) samt typen av avloppsrening; markbädd eller infiltration, erhöles från Miljökontoret i Flens kommun. Fastigheter med infiltrationsanläggningar antogs ej belasta Skundern med fosfor (Jerry Persson, muntligen). Statusen hos de enskilda anläggningarna fanns också registrerat hos Miljökontoret varefter funktionsgraden kunde bedömas i enlighet med Naturvårdsverks rapporter (1990 och 1995). Fosfortillförseln från bebyggelsen, med hänsyn tagen till rening, beräknades sedan utifrån de schablonvärden som redovisas i tabellerna 3, 4 och 5.

Uppgifter om djurhållning i området erhöles från Miljökontoret i Flens kommun. Fosfortillförseln från djur och diskrum beräknades enligt Sjöberg & Pettersson (1994), de schablonvärden som använts redovisas i tabell 6.

Slutligen summerades samtliga bidrag från arealförluster och bebyggelse till en årlig teoretisk totaltillförsel av fosfor.

Tabell 2. Schablonvärden för arealförluster av fosfor från olika marktyper. Värdena gäller för ett år med normal vattenföring.

Marktyp	Fosfortillförsel, kg/km ² år
skog	5
öppen mark	20
våtmark/sjö	8

Tabell 3. Schablonvärden för fosforutsläpp från fastigheter beroende på avloppstyp.

Avloppstyp	Fosforutsläpp utan rening (g tot-P/pers*dygn)
WC+BDT	2,5
endast BDT	1,25

Tabell 4. Fosforreduktion i markbäddar beroende på antalet driftår.

Reningsanläggning, antal driftår	Fosforreduktion
markbädd 0-5 år	80%
markbädd 5-10 år	50%
markbädd 10-20 år	25%
markbädd 20-30 år ¹	15%
markbädd okänd datering ²	40%

1. Fosforreduktionen i markbäddar äldre än 20 år har ej återfunnits i litteraturen varför, utifrån yngre markbäddars fosforreduktion, värdet 15% har antagits.
2. I markbäddar utan känd datering används reduktionen 40%, detta utifrån Naturvårdsverket (1987) som anger en reduktion på 25-50% i markbäddar utan känd datering.

Tabell 5. Funktionsgrad som effekt av markbäddarnas status.

Markbäddens status	Funktionsgrad
intakt	100%
något defekt ¹	75%
mycket defekt ¹	50%
endast slamavskiljning	10%
raka rör	0%

1. I Miljökontorets förteckning över markbäddarnas status benämns defekta anläggningar ha "mindre" eller "större" fel, dock anges inga siffervärden för hur reningen försämrats. De värden som används här har godtyckligt antagits.

Tabell 6. Schablonvärden för fosfortillförsel från djurhållning samt från disktrum kopplat till mjölkproduktion.

Källa, djurhållning	Fosfortillförsel ¹ (kg tot-P/De ² *år)
Mjölkkor, läckage från gödselhantering	0,12
Disktrum, avlopp kopplat till urinbrunn	0,18

1. Avser tillförsel med hänsyn tagen till aktuell retention (fastläggning) av fosfor.
2. Fosfortillförseln mäts per djurenhet (De). Ett fullvuxet nötkreatur räknas som en De.

Den **faktiska fosfortillförseln** beräknades utifrån mätningar av fosforhalter som gjorts av Miljökontoret i Flens kommun. Prover har fr o m månadsskiftet nov/dec 1999 tagits månatligen i Skunderns sex större inflöden, i Skundern samt i utflödet. Proverna har analyserats med avseende på totalfosfor enligt Svensk standard (1989) av Svelab Miljölaboratorier AB i Västerås. I denna rapport redovisas ett års sammanhängande provtagning, från månadsskiftet nov/dec 1999 till okt/nov 2000.

De koncentrationer som uppmättes vid provtagningarna, som alltid gjordes vid månadsskiftet, antas representera medelvärdet av fosforkoncentrationen från den 15:e i föregående månad till den 14:e i nästföljande månad. För att utifrån uppmätta koncentrationer kunna beräkna tillförseln av fosfor behövdes flödesmätningar. Några sådana har inte gjorts så flödet i respektive tillflöde har istället beräknats utifrån flödesmätningar gjorda dagligen av SMHI i den närliggande Höggsjöbäcken, Bjurstorp (ca 10 km öster om Katrineholm). Medelvärden för flödena beräknades för samma perioder som medelvärdena för fosforkoncentrationerna. Ytan som respektive tillflöde till Skundern avvattnar bestämdes på Gula kartan "Dunker 10G:29". Areorna mättes med en digital planimeter och jämfördes med Höggsjöbäckens avvattningsarea varefter flödet i respektive tillflöde och under respektive period kunde beräknas. Ett direkt samband mellan avvattningsarea och flöde antogs råda (SMHI:s Peter Svensson, muntligen). Sålunda kunde fosfortillförseln, från varje tillflöde och period, beräknas och slutligen summeras till en sammanlagd tillförsel av fosfor från Skunderns tillflöden.

För att få en uppfattning om hur representativ provtagningsperioden var med avseende på flödet gjordes en jämförelse med ett flöde som beräknades utifrån områdets specifika

ytavrinning ($6 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2$). Kvoten mellan beräknat och uppmätt flöde multiplicerades sedan med den faktiska fosfortillförseln, produkten ger då tillflödenas tillförsel av fosfor ett år med normalt flöde.

För att erhålla den totala fosforbelastning måste även den fosfor som tillförs Skundern direkt via nederbörden adderas, liksom den fosfor som via nederbörd och bebyggelse tillförs den mark som inte hör till tillflödenas avvattningsområden (strandnära "kilar" mellan tillflödenas mynnningar, se kartan figur 1). Beräkningarna av dessa ytterligare tillskott gjordes enligt metoden för teoretisk fosfortillförsel.

Den första av flera **analyser** som gjordes av Skunderns fosforbelastning gäller belastningens storlek i sig. Fosforbelastningen från Skunderns tillrinningsområde omvandlades till arealspecifik förlust av totalfosfor (mätt i $\text{kg tot-P/ha} \cdot \text{år}$) och jämfördes med Naturvårdsverkets (1999) referensvärden. Som fosforbelastning användes, liksom i senare analyser om inget annat sägs, medelvärdet av resultaten från de två beräkningsmodellerna; teoretisk och faktisk fosfortillförsel.

För att analysera vilken effekt rådande fosforbelastning har på Skundern användes ett s k Vollenweiderdiagram (Vollenweider 1976). I detta avsattes fosforbelastningen, uttryckt som vikt totalfosfor per sjöyta och år ($\text{g tot-P/m}^2 \cdot \text{år}$) mot Skunderns hydrologiska belastning, uttryckt som medeldjup/omsättningstid (m/år). Ett Vollenweiderdiagram förutsäger utifrån parametrarna medeldjup och hydrologisk belastning vilken fosforbelastning som är kritisk för en sjö.

En bedömning av Skunderns näringstillstånd gjordes utifrån medelvärdet av totalfosforhalterna under perioden maj till oktober. Detta medelvärde placerar sjön i någon av fem tillståndsklasser (från ultraoligotrofi till hypereutrofi) vars haltintervall är satta av Naturvårdsverket (1999).

Även årsmedelvärdet av de uppmätta totalfosforhalterna beräknades. Därefter beräknades en teoretisk årsmedelkoncentration av totalfosfor; P , enligt:

$$P = (L_p/q_{hb})/(1+T^{0.5})$$

där L_p är årlig fosforbelastning ($\text{mg/m}^2 \cdot \text{år}$), q_{hb} är hydrologisk belastning ($\text{m}^3/\text{m}^2 \text{ sjöyta} \cdot \text{år}$) och T är vattenomsättningstid (år). (Kvadratroten ur vattenomsättningstiden behandlas som en dimensionslös konstant.) Denna generella ekvation är en variant av Vollenweiders klassiska jämviktsmodell och används ofta för beräkning av fosforhalter i Svenska sjöar (Ahlgren 1999, Persson 1997). Resultatet indikerar vilken fosforkoncentration som Skundern utifrån yttre förutsättningar "borde" ha och kan jämföras med det faktiska medelvärdet.

För att åskådliggöra säsongsvariationer samt utröna huruvida internbelastning förekommer i Skundern avsattes tillflödenas medelkoncentration av totalfosfor under respektive period mot Skunderns dito i ett diagram. Vid beräkningen av medelkoncentrationen i tillflödena viktades för områdenas storlek så att större områden gavs proportionellt större betydelse i medelvärdet. Internbelastning av fosfor kan antas föreligga då fosforhalterna i sjön är högre än i tillflödena (Persson 1997).

För att ytterligare belysa denna fråga beräknades belastningskvoten, dvs kvoten mellan utflöde och inflöde av fosfor mätt som kg tot-P under hela undersökningsperioden. Det

sammanlagda utflödet av fosfor beräknades utifrån fosforhalter och flöden i utloppet enligt samma metod som användes för fosfortillförseln. En belastningskvot över 1,0 antyder att internbelastning förekommer medan en kvot under 1,0 innebär att fosfor, sett över hela året, ackumuleras i sjöns sediment (Bergman m fl 1994).

Resultat och diskussion

Nedan följer först resultaten från de två beräkningsmodellerna; teoretisk respektive faktisk fosfortillförsel, för Skunderns fosforbelastning. Därefter redovisas resultaten av de analyser som gjorts för att beskriva Skunderns fosforbalans. En mer detaljerad resultatredovisning från flödes- och fosforberäkningarna ges i bilaga 2.

Den **teoretiska fosfortillförseln** från olika mark- och bostadstyper samt från djurhållning beräknades utifrån schablonvärden. Resultaten redovisas i tabell 7, 8 och 9.

Tabell 7. Areal av olika marktyper inom Skunderns avrinningsområde (1999) samt respektive marktyps bidrag till fosfortillförseln. Med det procentuella bidraget avses respektive marktyps andel av samtliga marktypers fosfortillförsel.

Marktyp	Area (km ²)	kg tot-P/år	% bidrag
skog	20,07	100,4	39,6
öppen mark	5,72	114,4	45,1
våtmark/sjö	4,87	39,0	15,3
totalt	30,66	253,8	100

Tabell 8. Antal bostäder (med markbädd) av olika slag inom Skunderns avrinningsområde 1999. Indelningen baseras på reningsanläggningarnas ålder och status. Årlig fosfortillförsel och procentuellt bidrag från respektive bostadstyp redovisas.

Bostads- och avloppstyp	Driftår	Status	Antal	kg tot-P/år	% bidrag
1. perm bostad WC+BDT	0-5	intakt	13	5,2	2,6
2. perm bostad WC+BDT	5-10	intakt	13	13,1	6,6
3. perm bostad WC+BDT	5-10	end slam	1	1,9	1,0
4. perm bostad WC+BDT	10-20	intakt	30	45,3	22,9
5. perm bostad WC+BDT	20-30	intakt	13	22,2	11,2
6. perm bostad WC+BDT	20-30	ngt def	1	1,8	0,9
7. perm bostad WC+BDT	20-30	mkt def	2	3,7	1,9
8. perm bostad WC+BDT	20-30	end slam	1	2,0	1,0
9. perm bostad WC+BDT	okänt	intakt	40	48,3	24,4
10. perm bostad WC+BDT	okänt	ngt def	6	8,5	4,3
11. perm bostad WC+BDT	okänt	mkt def	13	20,9	10,6
12. perm bostad WC+BDT	okänt	end slam	10	19,3	9,8
13. perm bostad WC+BDT	okänt	raka rör	1	2,0	1,0
14. fritidshus endast BDT	0-5	intakt	1	0,1	0,1
15. fritidshus endast BDT	10-20	intakt	6	1,4	0,7
16. fritidshus endast BDT	20-30	intakt	4	1,1	0,5
17. fritidshus endast BDT	20-30	end slam	1	0,3	0,2
18. fritidshus endast BDT	okänt	intakt	3	0,6	0,3
totalt			159	197,7	100

Tabell 9. Tillförsel av totalfosfor från djurhållning inom Skunderns tillrinningsområde 1999. En mjölkko besättning på 17 djur finns vid Ekeby gård.

Källa, djurhållning	kg tot-P/år
17 mjölkkor, läckage från gödselhantering	2,0
17 mjölkkor, diskruksavlopp kopplat till urinbrunn	3,1
totalt	5,1

Summeras fosfortillförseln från mark, bebyggelse och djurhållning blir den sammanlagda belastningen enligt denna beräkningsmetod $253,8 + 197,7 + 5,1 = 456,6$ kg totalfosfor per år.

Beräkningen av den **faktiska fosfortillförseln** från Skunderns sex tillflöden under undersökningsperioden redovisas i tabell 10.

Tabell 10. Tillförsel av totalfosfor (kg tot-P) från Skunderns tillflöden under perioden nov/dec 99 - okt/nov 00. Även tillflödenas avvattningsareor samt deras procentuella bidrag till den från tillflödena totala fosfortillförseln redovisas.

Tillflöde	avvattningsarea (km ²)	kg tot-P	% area	% tillförsel av tot-P
Navestaån	5,70	114,6	21,7	28,1
Vik	1,58	55,1	6,0	13,5
Rändeln	2,34	28,3	8,9	6,9
Ekeby	4,01	68,8	15,3	16,9
Stubbetorp	2,60	32,5	9,9	8,0
Händöån	10,03	108,4	38,2	26,6
totalt	26,26	407,7	100	100

Utifrån avrinningsområdets area och den specifika ytavrinningen beräknades ett årligt utflöde på 5,80 miljoner m³. Det faktiska utflödet under undersökningsperioden var enligt flödesmätningarna (bilaga 2) 24% högre; 7,16 miljoner m³. Kvoten mellan teoretiskt och faktiskt flöde blir således 0,81. Multipliceras denna kvot med tillflödenas totala fosfortillförsel ges tillförseln under ett år med normalt flöde; 330,2 kg tot P.

För att erhålla den totala belastningen måste även tillförd fosfor som ej tillförs via tillflödena adderas, dessa fosfortillförseln redovisas i tabell 11 och 12.

Tabell 11. Tillförsel av fosfor (kg tot-P/år) genom nederbörd på ytor inom Skunderns tillrinningsområde som ej tillhör tillflödenas avvattningsareor.

Marktyp	Area (km ²)	kg tot-P/år
skog	1,74	8,7
öppen mark	0,62	12,4
våtmark	0,12	1,0
sjö (Skundern)	1,92	15,4
totalt	4,40	37,5

Tabell 12. Tillförsel av fosfor från bostäder inom Skunderns tillrinningsområde (1999) belägna inom områden som ej tillhör tillflödenas avvattningsareor. Bostäderna delas in i olika typer utifrån reningsanläggningens ålder och status, respektive grupps fosfortillförsel redovisas.

Bostads- och avloppstyp	Driftår	Status	Antal	kg tot-P/år
1. perm bostad WC+BDT	0-5	intakt	2	0,8
2. perm bostad WC+BDT	5-10	intakt	3	3,0
3. perm bostad WC+BDT	5-10	end slam	1	1,9
4. perm bostad WC+BDT	10-20	intakt	7	10,6
5. perm bostad WC+BDT	20-30	intakt	3	5,1
6. perm bostad WC+BDT	20-30	ngt def	1	1,8
7. perm bostad WC+BDT	20-30	end slam	1	2,0
8. perm bostad WC+BDT	okänt	intakt	7	8,5
9. perm bostad WC+BDT	okänt	ngt def	1	1,4
10. perm bostad WC+BDT	okänt	mkt def	2	3,2
11. perm bostad WC+BDT	okänt	end slam	2	5,8
12. fritidshus endast BDT	10-20	intakt	2	0,5
13. fritidshus endast BDT	20-30	intakt	1	0,3
14. fritidshus endast BDT	okänt	intakt	2	0,4
totalt			36	45,3

Skunderns totala fosforbelastning under perioden nov/dec 99 - okt/nov 00 blir således enligt denna beräkningsmodell $330,2 + 37,5 + 45,3 = 413,0$ kg totalfosfor/år.

Resultaten av de **analyser** som gjordes redovisas i samma ordning som de beskrivs i metodavsnittet. Först var det dock nödvändigt att beräkna ett medelvärde av resultaten från de två beräkningsmodellerna för Skunderns fosforbelastning:

(teoretisk fosforbelastning + faktisk fosforbelastning) / 2 = **435 kg tot-P/år**

Fosforbelastningen räknades om till en arealspecifik förlust av totalfosfor på 0,15 kg tot-P/ha*år från tillrinningsområdet. Detta benämns av Naturvårdsverket (1999) som "*måttligt höga förluster*" (intervall 0,08-0,16 kg tot-P/ha*år) och är typiskt för områden med "*hyggen, myr/torvmark, mindre erosionsbenägen åkermark, ofta med vallodling*".

En bedömning av vilken fosforbelastning som är kritisk för Skundern gjordes med hjälp ett Vollenweiderdiagram (figur 2). Skunderns position i diagrammet (markerad med en fylld cirkel) ges av skärningen mellan fosforbelastning och hydrologisk belastning, vilka beräknades till 0,23 g tot-P/m²*år respektive 2,83 m/år. Enligt denna modell är Skunderns rådande fosforbelastning ungefär dubbelt så stor som den kritiska belastningen (markerad med en tom cirkel). En mer detaljerad beskrivning av diagrammet ges i bildtexten.

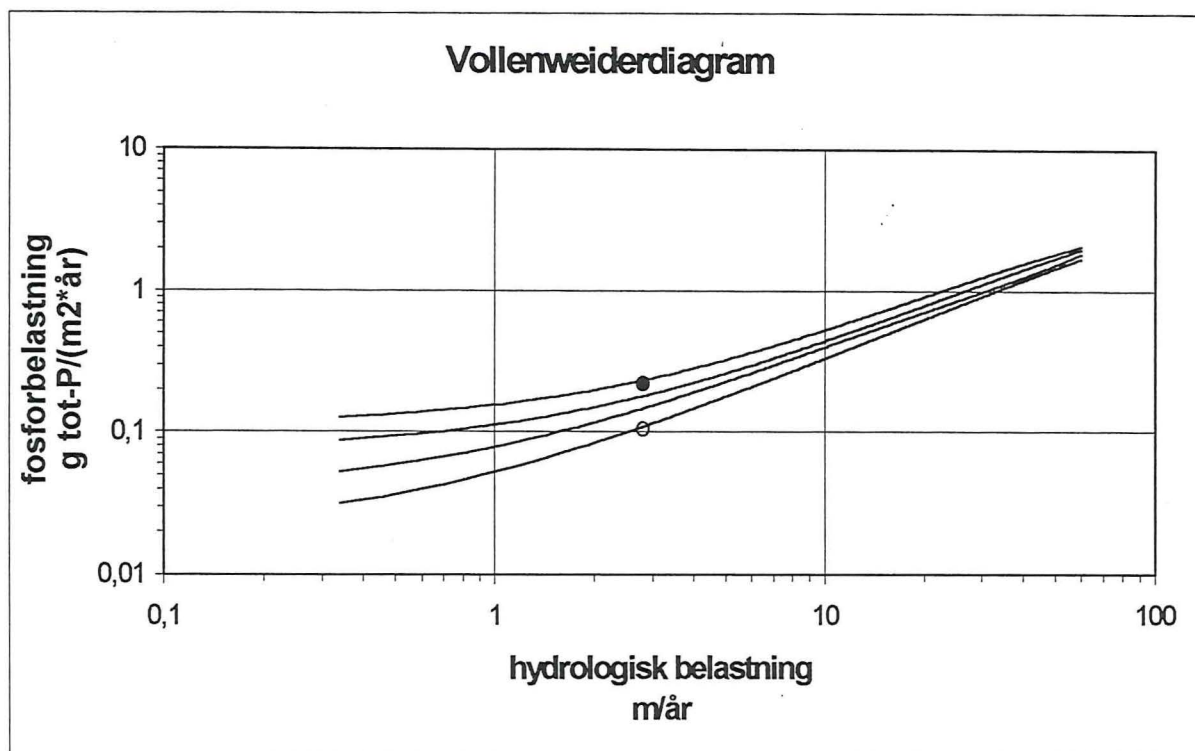
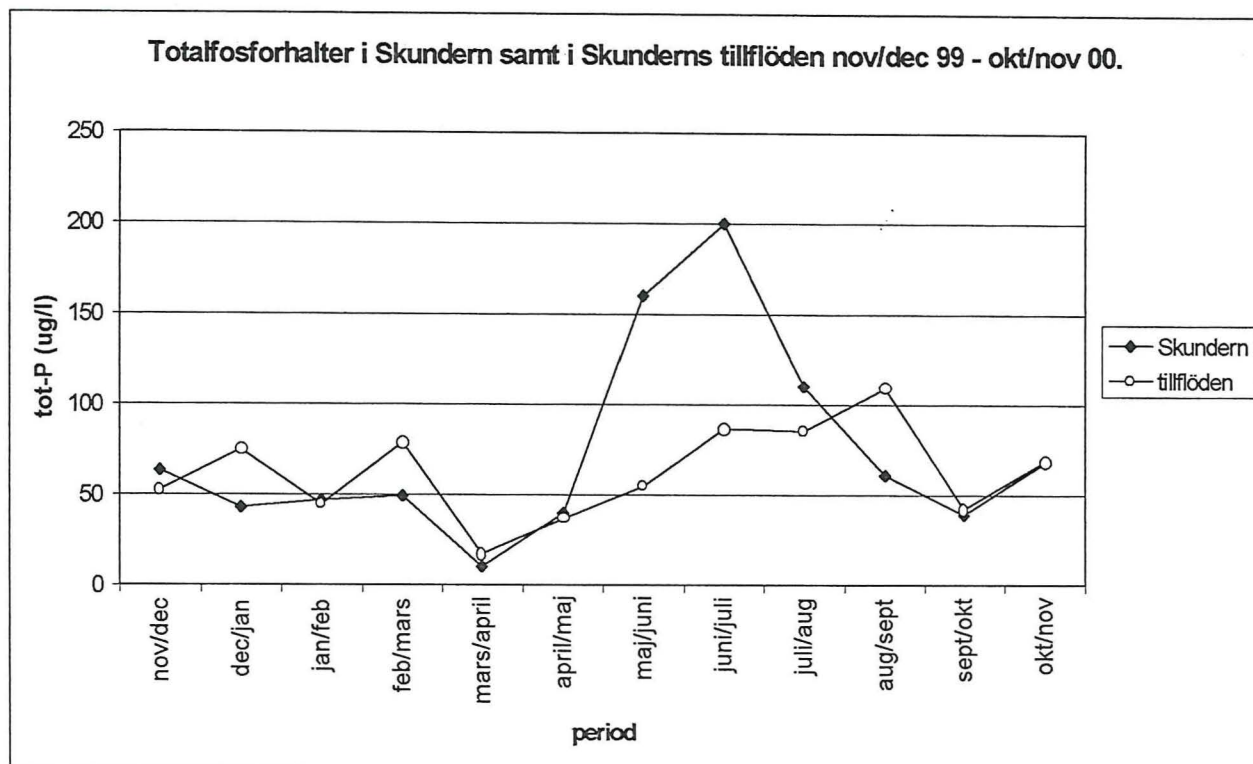


Fig 2. Relation mellan hydrologisk belastning och kritisk fosforbelastning enligt Vollenweider (1976). Varje linje i diagrammet visar sambandet mellan hydrologisk belastning och kritisk fosforbelastning i en sjö med ett visst medeldjup. Med början uppfifrån representerar linjerna sjöar med medeldjupet 20 m, 10 m, 5 m och 2 m. En tänkt linje för Skundern, med medeldjupet 1,6 m, ligger alltså strax under den understa linjen i diagrammet. Skärningen mellan Skunderns hydrologiska belastning; 2,83 m/år och fosforbelastning; 0,22 g tot-P/m²*år, markeras med en fylld cirkel i diagrammet. Den kritiska belastningen för Skundern, vilken alltså ges av den tänkta 1,6 m-linjens skärning med den hydrologiska belastningen, uppskattas i diagrammet till 0,11 g tot-P/m²*år och markeras med en tom cirkel. Sålunda överskrids alltså den kritiska belastningen av den faktiska belastningen med ca 100% (logaritmiska skalor).

Skunderns medelhalt av totalfosfor under perioden maj - oktober beräknades till 104 µg tot-P/l. Detta bedöms i enlighet med Naturvårdsverkets (1999) klassgränser som "extremt höga halter" (> 100 µg tot-P/l) och sjön karaktäriseras därmed som "hypereutrof".

Årsmedelvärdet av de uppmätta totalfosforhalterna beräknades till 74 µg tot-P/l. Detta kan jämföras med det utifrån fosforbelastning, hydrologisk belastning och vattenomsättningstid beräknade medelvärdet; 45 µg-tot-P/l.

Totalfosforhalterna i Skundern samt medelvärdet av totalfosforhalterna i tillflödena under respektive period redovisas grafiskt i figur 3. Diagrammet antyder att en internbelastning av fosfor förekommer under sommaren eftersom fosforhalterna då är högre i Skundern än i dess tillflöden.



Figur 3. Totalfosforhalter i Skundern samt det viktade medelvärde av tillflödenas totalfosforhalter under respektive månadslång period, nov/dec 99 - okt/nov 00.

Belastningskvoten beräknades som kvoten mellan det totala fosforutflödet och medelvärdet av resultaten från de två beräkningsmetoderna för fosfortillförseln. Utflödet av fosfor under undersökningsperioden beräknades till 489 kg. Med hänsyn till den höga vattenföringen (24% högre än normalt) så blir utförseln under ett normalår $489 \cdot 0,81 = 396$ kg. Divideras utförseln (396 kg tot-P/år) med medelvärdet för införseln (435 kg tot-P/år) erhålls en belastningskvot på 0,91. Denna kvot i sig indikerar alltså inte att internbelastning förekommer (belastningskvot < 1,0).

Sediment

Metod

För analys av Skunderns sediment gjordes en provtagning den 19 juli 2001. Provtagning och analyser gjordes i enlighet med Goedkoop & Sonesten (1995).

Med en rörhämtare av Willnertyp togs sammanlagt fyra sedimentproppar. Provplatserna fördelades jämt över den öppna vattenytan och djupet vid respektive provplats noterades. Att fyra olika provplatser valdes beror på att detta borde ge en någorlunda representativ bild av Skunderns sediment, några inbördes skillnader mellan provplatserna var inte att vänta på förhand. På laboratorium skiktades propparna så att sediment från två djuplager; 0-1 cm samt 10-11 cm (från sedimentytan räknat), särskildes för vidare analyser.

Sedimentprovernans vattenhalt och densitet bestämdes omgående efter provtagningen. Vattenhalten beräknades utifrån skillnaden i massa före och efter torkning i värmeskåp;

105 °C i 8 h. Densiteten bestämdes genom vägning av sediment i plexiglasskålar. Skålarnas volym bestämdes genom att de vägdes fyllda med vatten, vars densitet antogs vara 1,00 g/cm³. Sedimentens densitet beräknades sedan genom att sedimentmassan dividerades med volymen.

Totalfosforhalten bestämdes på torkat sediment. Genom en sur, oxidativ hydrolys vid hög temperatur omvandlades all fosfor till fosfatjoner. Molybdat tillsattes och reagerade med fosfatjonerna till ett gult komplex, som i sin tur reducerades till ett blått komplex med askorbinsyra. Absorbansen av detta senare komplex mättes vid 882 nm och koncentrationen av totalfosfor, mätt som massprocent av det torkade sedimentet, kunde beräknas.

Resultat och diskussion

Beträffande vattenhalt och densitet uppmättes endast små variationer mellan sedimentprover från samma sedimentdjup. Det ytliga sedimentet (0-1 cm) var löst till karaktären vilket också visas i den höga vattenhalten och låga densiteten (Johansson & Kvarnäs 1998). Skunderns sediment klassas därmed som ackumulationssediment. Djupare liggande sediment (10-11 cm) var mer kompakt med lägre vattenhalt och högre densitet. Resultaten redovisas i tabell 13.

Tabell 13. Resultat av sedimentundersökning i Skundern den 19 juli 2000. Vattenhalt och densitet redovisas från de fyra provtagningsplatserna (1-4) och två sedimentdjupen (0-1 cm och 10-11 cm). Även medelvärden från respektive sedimentdjup redovisas.

Provplats	Djup (m)	Vattenhalt (%)		Densitet (g/cm ³)	
		0-1 cm	10-11 cm	0-1 cm	10-11 cm
1	1,5	95,9	89,4	1,03	1,09
2	2,0	95,9	90,9	1,04	1,09
3	1,2	95,6	87,8	1,04	1,08
4	1,4	95,3	89,0	1,04	1,08
medelvärde	(1,5)	95,7	89,3	1,04	1,09

Totalfosforhalterna var genomgående högre i det ytliga sedimentlagret (0-1 cm) än i djupare sediment (10-11 cm), se tabell 14. Medelvärdet av de ytliga sedimentprovns fosforhalter; 1,16 ‰, är att betrakta som relativt lågt (Limnologiska institutionen 2000).

Tabell 14. Totalfosforhalter i Skunderns sediment mätt som ‰ av torrsustansvikten. Resultat redovisas från de fyra provtagningsplatserna (1-4) och två sedimentdjupen (0-1 och 10-11 cm). Provtagningen gjordes den 19 juli 2000.

Provplats	Djup (m)	Halt tot-P (‰ av torrsvikt)	
		0-1 cm	10-11 cm
1	1,5	1,09	0,80
2	2,0	1,22	0,83
3	1,2	1,19	0,71
4	1,4	1,16	0,81
medelvärde	(1,5)	1,16	0,79

Klorofyll

Metod

Skunderns halt av klorofyll, karotin och feofytin bestämdes genom analys av ett vattenprov taget den 19 juli 2001. Provet togs strax under vattenytan ute på öppet vatten. Analysen, vilken beskrivs kortfattat nedan, gjordes enligt Goedkoop & Sonesten (1995).

Av provvattnet filtrerades 500 ml genom glasfiberfilter (MGC 47 nm), filtren extraherades sedan i 90% aceton över natten. Extraktets absorbans mättes sedan i en spektrofotometer vid våglängder som utgör absorbtionsstoppar för klorofyll a (665 nm), klorofyll b (645 nm) och klorofyll c (630 nm). För att korrigera för partiklar andra än klorofyll a, b och c som absorberar ljus vid ovan nämnda våglängder subtraherades absorbansen vid 750 nm, en våglängd där klorofyll absorberar minimalt med ljus. Halten karotin beräknades utifrån extraktets absorbans vid 480 nm. Feofytinhalten samt korrigerad klorofyll a; ett mått på andel levande klorofyll a, beräknades utifrån absorbansen vid 665 nm efter att provet surgjorts.

Skunderns klorofyllhalt jämfördes sedan med Naturvårdsverkets (1999) referensvärden.

Resultat och diskussion

Halterna av de undersökta pigmenten redovisas i tabell 15.

Tabell 15. Halter av växtplanktonpigment i Skundern den 19 juli 2000.

Pigment	koncentration ($\mu\text{g/l}$)
klorofyll a	120
klorofyll b	6
klorofyll c	6
feofytin	26
karotin	118
korrigerat klorofyll a	115

Klorofyllhalten (a+b+c) i Skundern benämns enligt Naturvårdsverket (1999) som "*extremt hög halt*". Den nedre gränsen för denna benämning är under perioden maj-oktober 25 $\mu\text{g/l}$ och under augusti 40 $\mu\text{g/l}$.

Växtplankton

Metod

Provtagning av växtplankton gjordes vid tre tillfällen, 19 juli, 18 sept och 10 okt. Proverna togs direkt i glasflaskor från båt på öppet vatten och konserverades med Lugols lösning. (Ibland används istället för växtplankton termen alger, underförstått är då att det rör sig om planktiska alger).

Analys av proverna gjordes i laboratorium. De konserverade proverna överfördes till 25 ml sedimentationskammare och fick sedimentera minst 4 h. därefter användes ett inverterat mikroskop för identifiering till släkte eller art, mätning och räkning av växtplankton.

Koncentrationen av respektive släkte eller art beräknades enligt en metod beskriven av Olrik m fl (Naturvårdsverket 1998b) Metoden går i korthet ut på att planktonen liknas vid geometriska figurer vars volymer kan beräknas utifrån kännedom om t ex längd, bredd och diameter. De formler som användes för respektive alggrupp redovisas i bilaga 3. Slutligen beräknades koncentrationen av de olika alggrupperna mätt som mm³ alger/l.

De uppmätta halterna jämfördes därefter med Naturvårdsverkets (1999) referensvärden.

Resultat och diskussion

Sammanlagt hittades växtplankton tillhörande fyra klasser. Deras förekomst vid de tre provtagningstillfällena redovisas i tabell 16. För bättre överblick redovisas de vanligast förekommande klasserna grafiskt i figur 4. En mer fullständig resultatredovisning ges i bilaga 3.

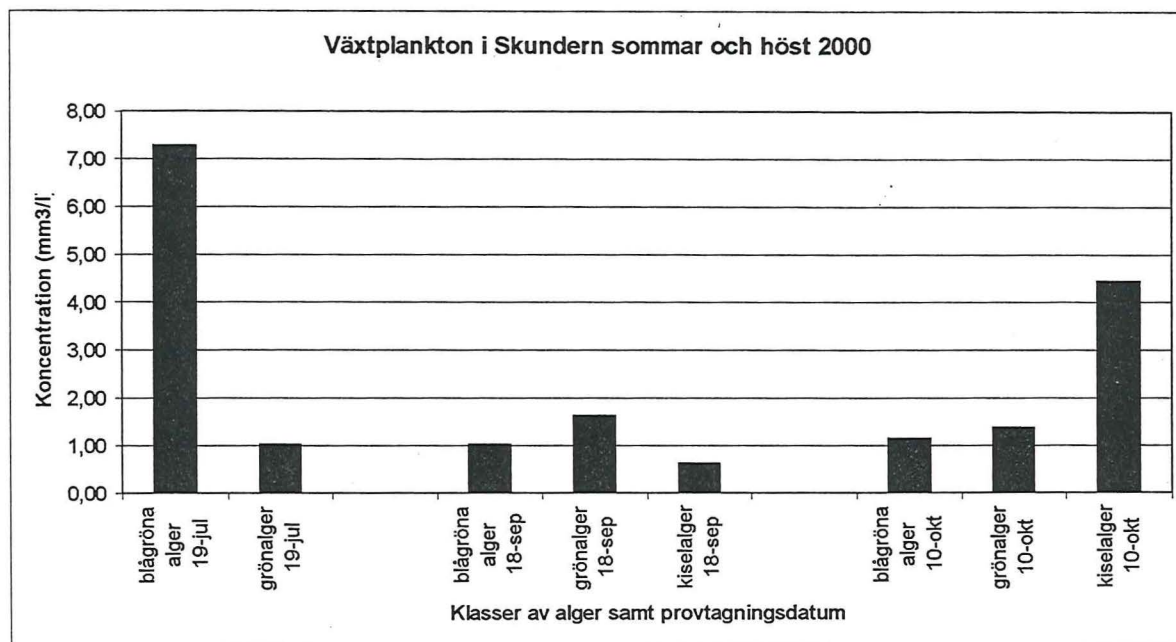
Sammansättningen av alggrupperna varierade avsevärt mellan provtagningstillfällena. Blågrönalger dominerade i juli medan kiselalger utgjorde den största biomassan i oktoberprovet.

Enligt naturvårdsverkets referensvärden för perioden maj-oktober (Naturvårdsverket 1999) så är halter > 5,0 mm³/l att betrakta som "mycket stor biomassa". För augusti går gränsen vid > 8,0 mm³/l. Sålunda har Skundern, septemberprovet undantaget, mycket stor biomassa av växtplankton enligt denna undersökning. Sådana halter är typiska för hypereutrofa sjöar.

Ser man till enskilda klasser så bedöms både halten blågröna alger i juli (> 5,0 mm³/l) och halten kiselalger i oktober (> 4,0 mm³/l) som "mycket stor biomassa".

Tabell 16. Koncentration av växtplankton i Skundern vid tre provtagningstillfällen sommar och höst 2000.

Klass	Koncentration (mm ³ alger/l)		
	19 juli	18 sept	10 okt
Blågröna alger	7,27	1,03	1,15
Grönalger	1,02	1,63	1,37
Kiselalger	0,01	0,62	4,45
Smyckesalger	-	0,03	0,01
Totalt	8,31	3,32	6,98



Figur 4. Koncentrationen av vanligt förekommande algklasser i Skundern vid tre provtagningsstillfällen sommaren och hösten 2000.

Högre växter

Metod

En översiktlig inventering av Skunderns högre växter, eller makrofyter, gjordes den 19 sept 2000. Med makrofyter avses med blotta ögat identifierbara växter, vilka i en sjö kan delas in i övervattensväxter, flytbladsväxter, undervattensväxter samt icke rotade växter.

Kvalitativt undersöktes växtligheten genom insamling från båt, på grunt vatten för hand samt på djupare vatten med hjälp av en Lutherräfsa (kan liknas vid en liten dragg). Växterna identifierades i fält med hjälp av en flora (Elvers 1996). Djupet noterades allteftersom insamlingen pågick.

En kvantitativ uppskattning av Skunderns makrofyter gjordes genom en roddtur runt sjön där växternas utbredning skissades på en karta. Arean samt täckningsgraden av de vanligast förekommande arterna kunde sedan beräknas. Den sydliga helt igenvuxna viken togs ej med i denna beräkning eftersom Skunderns egentliga utlopp antas börja norr om denna vik (figur 1).

Resultat och diskussion

Vid den kvalitativa inventeringen hittades 14 växtarter vilka redovisas i tabell 17.

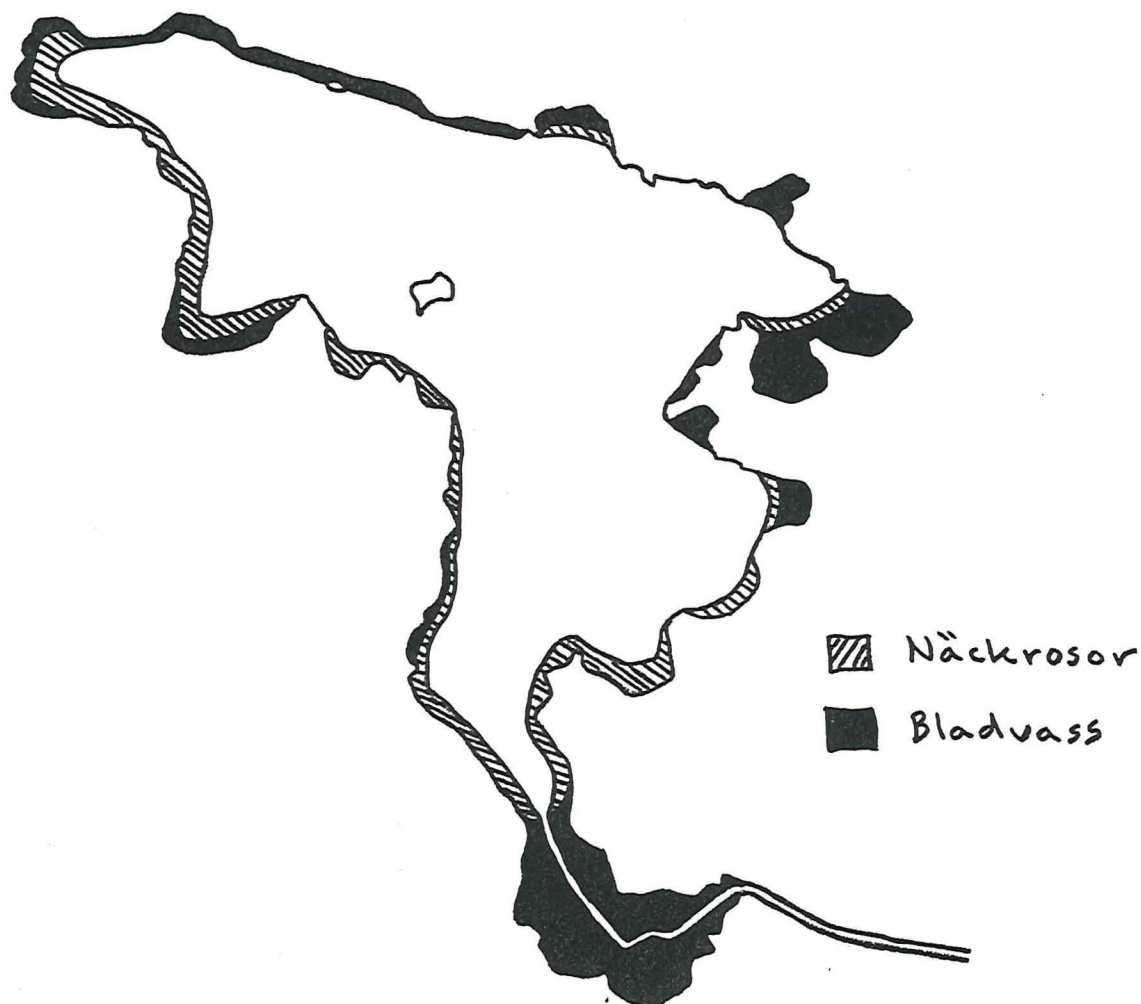
Övervattensväxter växte vid stranden samt på grunt vatten. Flytbladsväxterna; gul och vit näckros, tog vid efter övervattensväxterna och förekom ut till 1-1,5 m djup.

Undervattensväxter och icke rotade växter förekom i näckrosbältet på 0,5-1 m djup. I de djupare delarna av näckrosbältet samt utanför detta hittades inga undervattensväxter trots många försök med Lutherräfsan.

Tabell 17. Växtarter funna vid en kvalitativ inventering i Skundern den 19 sept 2000. Växterna indelas i övervattensväxter, flytbladsväxter, undervattensväxter samt icke rotade växter.

Övervattensväxter		Undervattensväxter	
Bladvass	<i>Phragmites australis</i>	Axslinga	<i>Myriophyllum spicatum</i>
Blomvass	<i>Butomus umbellatus</i>	Grovnate	<i>Potamogeton lucens</i>
Bredkaveldun	<i>Typha latifolia</i>	Gäddnate	<i>Potamogeton natans</i>
Missne	<i>Calla palustris</i>	Hästsvans	<i>Hippuris vulgaris</i>
Sjöfräken	<i>Equisetum fluviatile</i>	Trubbnate	<i>Potamogeton obtusifolius</i>
Säv	<i>Scirpus lacustris</i>	Icke rotade växter	
Flytbladsväxter		Dyblad	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>
Gul näckros	<i>Nuphar lutea</i>		
Vit näckros	<i>Nymphaea alba</i>		

De vanligast förekommande makrofyterna i Skundern var bladvass och näckrosor (ingen distinktion gjordes mellan gul och vit näckros i denna bedömning). Bladvassen bildade ett hög- och tätvuxet strandnära bälte i stort sett runt hela sjön. Även det utanför liggande näckrosbältet förekom nära nog runt hela sjön, den norra stranden undantagen. Figur 5 visar utbredningen av bladvass och näckrosor i Skundern sommaren 2000.



Figur 5. Utbredning av större sammanhängande bladvass- och näckrosbälten i Skundern den 19 sept 2000.

Arean av vegetationsbältena beräknades till 12 ha för bladvassen och 18 ha för näckrosorna. Då Skunderns area är 192 ha innebär det att 6% av ytan täcks av bladvass, 9% av näckrosor.

Djurplankton

Metod

Provtagning av djur-, eller zooplankton, gjordes vid tre tillfällen; 19 juli, 18 sept och 10 okt 2000. Vid de första två tillfällena analyserades ytvatten som togs med en 25 l plastdunk, vid det tredje tillfället användes ett 2 m rambergör för inhämtandet av vatten. Proverna togs vid samtliga tillfällen från båt på öppet vatten. Vid filtreringen, som följde direkt efter varje provtagning, delades vattnet upp och filtrerades genom endera av två planktonsilar med olika maskstorlek. Med avseende på rotatorier och andra mindre djurplankton användes ett 40 µm filter. Filtreringen genom detta filter var p g a den rikliga förekomsten av växtplankton, som täppte till filtrets porer, mycket tidskrävande. För de förmodat mer glest förekommande kräftdjuren användes därför ett filter med 200 µm maskstorlek genom vilket en större volym kunde filtreras. Proverna konserverades sedan med Lugols lösning.

Analys av proverna gjordes i laboratorium där djurplanktonkoncentraten överfördes till 25 ml sedimentationskammare och fick sedimentera minst 2 h. Därefter användes ett inverterat mikroskop för identifiering till släkte eller art, mätning och räkning av djurplankton.

För att utifrån längden av ett visst kräftdjur kunna bestämma dess biomassa användes en metod beskriven av Downing m fl (1984). Utifrån det logaritmiska sambandet mellan längd och vikt i den generella formeln

$$\ln W = a + b \ln L$$

kunde biomassan av ett släkte bestämmas då dess numerär och medellängd var känd. $\ln W$ är den naturliga logaritmen av biomassan (torrvikt), a är interceptet, b är lutningen och $\ln L$ är den naturliga logaritmen av medellängden. Värdena på a och b är artspecifika. Då de flesta djurgrupper i denna studie endast bestämdes till släkte användes medelvärden på a och b från samtliga angivna arter inom ett släkte. Utifrån detta erhöles "släktesspecifika" formler vilka användes för bestämning av biomassan.

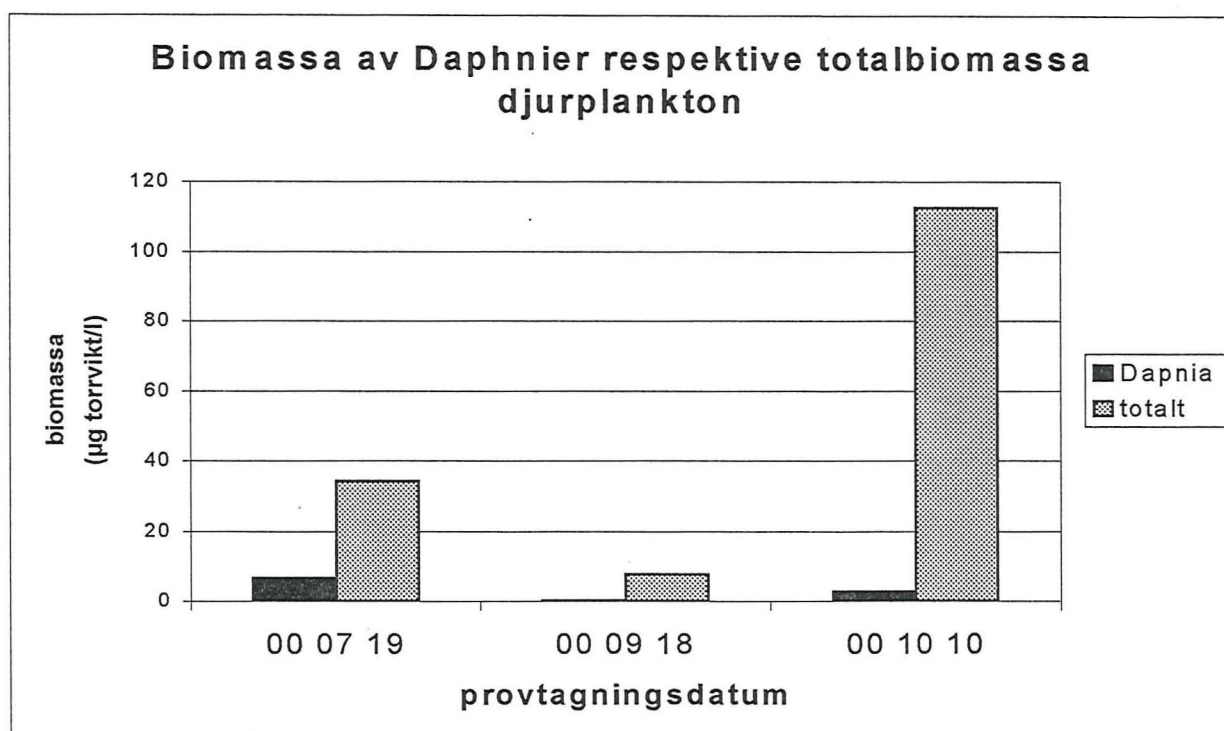
Biomassan av rotatorier beräknades utifrån respektive art eller släktes geometriska form, också detta beskrivet av Downing m fl (1984). Rotatoriernas densitet antogs vara 1,0 g/ml och förhållandet mellan våtvikt och torrvikt antogs vara 13:1, vilket är ett medelvärde av flera våtvikt/torrviktsförhållanden som anges i referensen. Art- eller släktesspecifika formler för bestämning av biomassan, mätt som torrvikt, härleddes varefter biomassan av rotatorierna beräknades. De formler som användes för bestämning av biomassan hos kräftdjur och rotatorier redovisas i bilaga 4.

Utifrån den volym som analyserats för respektive djurgrupp kunde koncentrationen, mätt som µg torrvikt/l, bestämmas för respektive provtagningstillfälle. Kräftdjur större än 200µm räknades i både 40µm- och 200µm-filtraten och koncentrationen av dessa bestämdes genom division med den totala volymen. För kräftdjur mindre än 200µm användes endast djur i 40µm-filtratet och koncentrationen erhöles således genom division med 40µm-filtratets volym. Koncentrationen av rotatorier beräknades enbart från från 40µm-filtraten. Anledningen till diskvalificeringen av vissa djur i 200µm-filtraten är att djur som är "mindre än maskstorleken" ej kan anses förekomma i en representativ koncentration. Slutligen beräknades biomassan av Daphnier samt den totala djurplanktonbiomassan per liter vid respektive tillfälle.

Som jämförelsematerial till Skunderns djurplankton användes data från 4 st sjöar vilka nämns som fallstudier av Hansson (Naturvårdsverket 1998a). Dessa sjöar har p g a övergödningssproblem biomanipulerats och de djurplanktondata som redovisas är från tiden före utfiskningen. I de fall då provtagningen pågått flera år har ett medelvärde beräknats. De parametrar som används är totalbiomassa av djurplankton (μg torr/vikt/l) samt viktsandel Daphnia (%) av den totala djurplanktonbiomassan. För Skundern beräknades medelvärden från de tre provtagningarna sommaren/hösten 2000 för att göra denna jämförelse.

Resultat och diskussion

Biomassan av släktet Daphnia uppvisade en stor variation mellan provtagningstillfällena, från 0,23 μg torr/vikt/l (18 sept) till 6,6 μg torr/vikt/l (19 juli). Den totala biomassan varierade också mycket, mellan 7,7 μg torr/vikt/l (18 sept) och 113 μg torr/vikt/l (10 okt). Halterna vid respektive provtillfälle framgår av figur 6. Samtliga resultat redovisas i bilaga 4.



Figur 6. Biomassa av släktet Daphnia samt total djurplanktonbiomassa vid tre provtagningstillfällena i Skundern sommaren/hösten 2000.

I jämförelse med fyra andra sjöar, vilka vid provtagningstillfällena också hade stora övergödningssproblem, var Skunderns halt av djurplankton låg. Andelen Daphnier var också jämförelsevis låg i Skundern, se tabell 18.

Tabell 18. Totalbiomassa djurplankton samt den procentuella viktandelen av släktet *Daphnia* i fem sjöar med övergödningssproblem. Jämförelsesjöar enligt Naturvårdsverket (1998a).

Sjö	provtagningsår	totalbiomassa djurplankton (μg torr/vikt/l)	andel <i>Daphnia</i> (%)
Finjasjön	1992	140	35
Sätoftasjön	1987-1989	500	40
Östra Ringsjön	1987	780	20
Västra Ringsjön	1987-1991	400	30
Skundern	2000	52	6

En mer fullständig redovisning av djurplanktonundersökningen ges i bilaga 4.

Fisk

Metod

Skunderns fiskesamhälle undersöktes 30 juni - 2 juli 1998 genom **provfiske**. Fisket genomfördes med en typ av bottennät som kallas översiktsnät. Dessa är 36 m långa, 1,5 m djupa och har sektioner med varierande maskstorlek; från 9 mm till 75 mm. Näten lades på kvällen och vittjades påföljande morgon, varefter fångsten artbestämdes, vägdes och mättes. Fiske med ett provfiskenet från kväll till morgon kallas en ansträngning, metoden är standardiserad och resultat från olika sjöar kan därmed jämföras kvantitativt (Naturvårdsverket 1999). I Skundern gjordes sammanlagt åtta nätläggningar, alltså åtta ansträngningar. Fångst per ansträngning med avseende på både antal och vikt av respektive art beräknades och redovisas grafiskt.

En **fångstanalys** gjordes enligt en metod beskriven av Naturvårdsverket (1999). Metoden, som beskrivs nedan, är en modifiering av ett nordamerikanskt system för "bedömning av ett fiskesamhälles avvikelse från ursprunglig status" (Index of Biotic Integrity; IBI). Sammanlagt undersöks nio parametrar, nämligen:

1. Antalet fångade inhemska fiskarter
2. Artdiversitet av inhemska fiskarter baserat på vikt
3. Relativ biomassa av inhemska fiskarter (vikt/ansträngning)
4. Relativt antal individer av inhemska fiskarter (antal/ansträngning)
5. Andel fiskätande (piscivora) abborrfiskar av den totala fångsten baserad på vikt
6. Andel mörtfisk (cyprinider) av den totala fångsten baserad på vikt
7. Förekomst av förurningskänsliga arter och stadier
8. Andel biomassa av arter tåliga mot låga syrgashalter
9. Andel biomassa av främmande arter

Metoden innefattar två delsteg; "bedömning av tillstånd" samt "bedömning av avvikelse från jämförvärde". För tillståndsbedömningen användes de fem första parametrarna och för bedömning av avvikelse från jämförvärde samtliga nio. En redovisning av hur parametrarna beräknades ges i förklaringstexterna till de två tabellerna (tabell 19 och 20) i resultatdelen.

"Bedömning av tillstånd" baseras på data från ett stort antal svenska sjöar vilka används som referens. Skunderns värden på de fem första parametrarna jämfördes med referenssjöarnas dito och betygsattes sedan efter en femgradig skala; tillståndsklass 1-5. Medelvärdet av de fem första parametrarnas tillståndsklasser gav ett samlat index, även detta betygsattes enligt

skalan tillståndsklass 1-5. Tillståndsklass 1 för samlat index indikerar att fiskfaunan är artrik, talrik, har hög diversitet samt en stor andel fiskätande fisk medan tillståndsklass 5 indikerar motsatsen. Tillståndsklass 3 motsvarar genomsnittliga förhållanden för svenska sjöar.

"Bedömning av avvikelse från jämförvärde" görs genom att samtliga nio parametrar ovan jämförs med genomsnittliga värden; jämförvärden, för svenska sjöar. För att jämförelsen ska vara relevant tar man i beräkningen av vissa jämförvärden hänsyn till geografiskt läge, höjd över havet, storlek och morfometri på den sjö man undersöker. Beräkningen av jämförvärden redovisas i bilaga 5. Utifrån kvoten mellan uppmätt värde och jämförvärde betygsätts varje parameter efter en femgradig skala; tillståndsklass 1-5. En kvot nära ett, d v s liten avvikelse från det beräknade jämförvärdet, ger en låg tillståndsklass. Ju högre avvikelse från genomsnittet desto högre blir tillståndsklassen. Slutligen beräknas ett medelvärde av samtliga nio ingående parametrar vilket utgör ett samlat index, ju lägre index desto mindre avviker den undersökta sjön från jämförvärdena.

Resultat och diskussion

Sammanlagt fångades på åtta ansträngningar 3245 fiskar fördelade på 10 arter. Den totala vikten var 43,05 kg. Vikt och antal av respektive art per ansträngning framgår av figur 7 och 8. En mer fullständig redovisning av fångsten ges i bilaga 5.

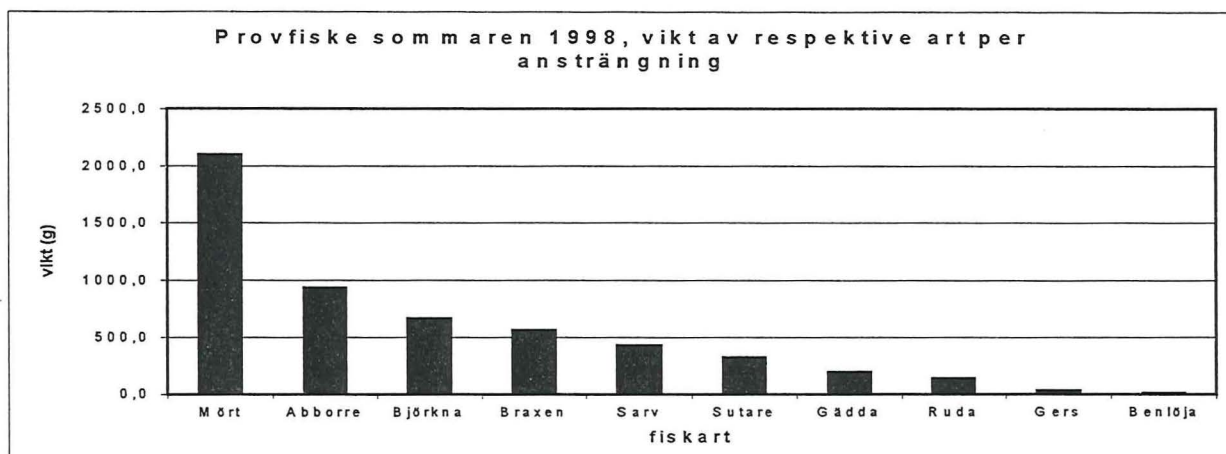


Fig 7. Provfiske 30 juni - 2 juli 1998 i Skundern. Vikt av respektive fiskart per ansträngning.

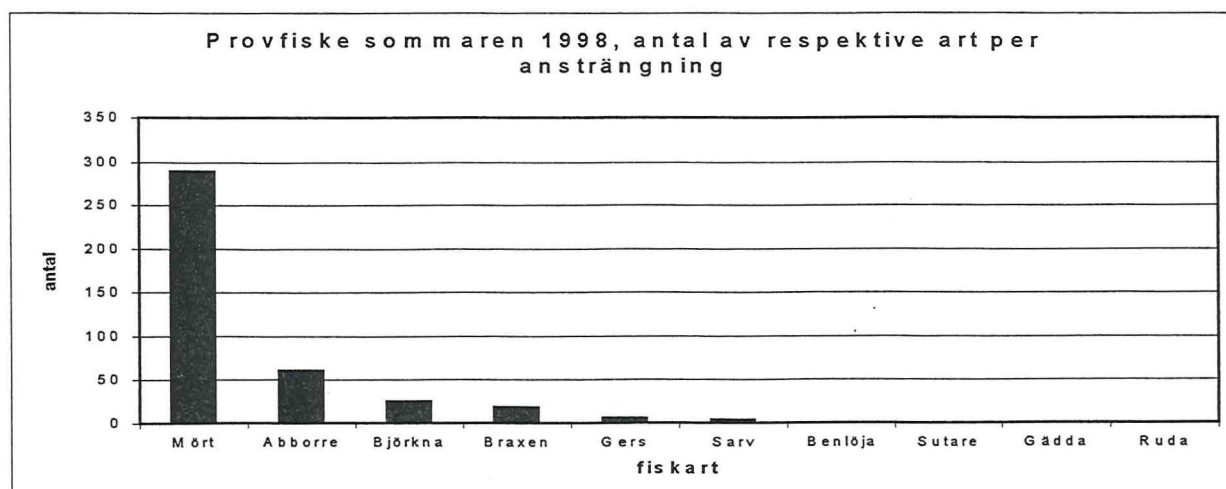


Fig 8. Provfiske 30 juni - 2 juli 1998 i Skundern. Antal av respektive fiskart per ansträngning.

Vid bedömningen av tillståndet hos Skunderns fisksamhälle erhöles ett mycket lågt samlat index, se tabell 19. Detta är det högsta betyg ett fisksamhälle kan få och beror i Skunderns fall på att fisksamhället är artrikt, har hög diversitet och biomassa samt ett stort antal fiskar. Det samlade betyget dras ned något av den låga andelen piscivora abborrar.

Tabell 19. Bedömning av tillstånd: Skunderns fisksamhälle (1998) bedömt utifrån fem parametrar, vilka också vägts samman till ett samlat index. Klassindelning med tillhörande benämning enligt Naturvårdsverket (1999).

Parameter	Uppmätt värde i Skundern	Klass	Benämning
Antal arter ¹	10	1	Mycket högt antal arter
Artdiversitet ²	0,78	1	Mycket hög artdiversitet
Biomassa ³	5381	1	Mycket hög biomassa
Antal ⁴	406	1	Mycket högt antal fiskar
Andel piscivora abborrar ⁵	0,10	4	Låg andel piscivora abborrar
Samlat index ⁶	1,6	1	Mycket lågt samlat index

1. Endast fiskarter ursprungliga i Sverige inkluderas.
2. Artdiversiteten beräknas som Shannon-Wieners $H' = [W_{tot} \log_{10}(W_{tot}) - \sum W_i \log_{10}(W_i)] / W_{tot}$, där W_{tot} är total vikt (g) per ansträngning och W_i är vikt per ansträngning för respektive art.
3. Biomassa uttrycks som den totala vikten (g) fångst per ansträngning.
4. Antal uttrycks som totalantal per ansträngning.
5. Andel piscivora abborrar beräknas som totalvikten av abborrar längre än 15 cm dividerat med den totala vikten.
6. Samlat index beräknas som medelvärde av alla parametrars klassvärden.

I bedömningen av fisksamhällets avvikelse från jämförvärden framgår vilka parametrar som är avvikande gentemot en genomsnittlig sjö, se tabell 20. Den största avvikelser i Skundern gäller antalet fiskar, vilket är mer än sex gånger så stort som jämförvärdet. Andelen piscivora abborrfiskar är, som tidigare konstaterats, något lägre än jämförvärdet. Biomassan är något högre än jämförvärdet, detsamma gäller andelen mörtfiskar. Det samlade indexet beräknades till 1,78. Det innebär att Skunderns fisksamhälle betraktat som helhet visar en liten avvikelse från en genomsnittlig sjö.

Tabell 20. Bedömning av avvikelse från jämförvärde: Visar hur Skundern (1998) avviker från en genomsnittlig sjö beträffande nio parametrar, vilka också vägts samman till ett samlat index. Klassindelning med tillhörande benämning (avvikelse) enligt Naturvårdsverket (1999).

Parameter	Uppm värde i Skundern	Jämförvärde	Uppm värde/ jämförvärde	Klass	Avvikelse
Antal arter ¹	10	8,3	1,2	1	Ingen el obet
Artdiversitet ¹	0,78	0,72	1,08	1	Ingen el obet
Biomassa ¹	5381	2803	1,92	2	Liten
Antal ¹	406	62,8	6,46	5	Mycket stor
Andel piscivora abborrar ¹	0,099	0,15	0,66	2	Liten
Andel mörtfiskar ²	0,79	0,66	1,2	2	Liten
Andel försumningskänsliga arter och stadier ³	-	-	-	1	Ingen el obet
Andel tåliga arter ⁴	0,09	-	-	1	Ingen el obet
Andel främmande arter ⁵	0	-	-	1	Ingen el obet
Samlat index ⁶	1,78	-	-	2	Liten

1. Beräknas på samma sätt som i "Bedömning av tillstånd", tab 19.
2. Beräknas som viktsandelen mörtfiskar av den totala fångsten. Som mörtfiskar räknas benlöja, björkna, braxen, mört, ruda, sarv och sutare.
3. För klassvärde 1 krävs förekomst av nissöga eller kräftor eller ungar av mört, elritsa, lake, harr eller röding.
4. Beräknas som viktsandel ruda och sutare av den totala fångsten. För klassvärde 1 krävs ett värde < 0,10.
5. Beräknas som viktsandel fiskarter främmande för Sverige av den totala fångsten.
6. Den sammanvägda bedömningen av avvikelse erhålls genom att beräkna medelvärdet för klassvärdena för alla ingående parametrar.

Övergripande diskussion

Fosforbalans

Resultaten av de två metoderna för beräkning av Skunderns fosforbelastning är relativt samstämmiga. Belastningen uppgår enligt den teoretiska metoden till 457 kg totalfosfor per år. Detta är ca 10 % mer än de 413 kg totalfosfor per år som räknats fram enligt metoden för faktisk fosforbelastning. Vilket av resultaten som är mest korrekt är svårt att avgöra. Utan att gå in på detaljer så innebär båda metoderna flera antaganden och förenklingar av verkligheten. Den faktiska beräkningsmetoden skulle kunna göras säkrare genom att flödet i tillflödena mättes i samband med att vattenproverna togs. Ett sätt att öka säkerheten i båda metoderna skulle vara att mer noggrant inventera de enskilda avloppen. Denna fosforkälla, som enligt den teoretiska metoden står för drygt 40 % av total tillförsel, är i många fall beräknad utifrån 20-30 år gamla uppgifter.

Då fosfor är den grundläggande orsaken till Skunderns problem så är det intressant att se var de huvudsakliga källorna finns. Den största källan är enligt den teoretiska metoden enskilda avlopp renade genom marbädd (43 %), därefter kommer förluster från öppen mark (25 %) och skog (22 %). Skärsådas de enskilda avloppen ser man att fullt fungerande markbäddar, alltså 0-5 år gamla intakta anläggningar, endast finns hos 9 % av bostäderna och står för knappt 3 % av samtliga fastigheters fosforutsläpp. Om man tänker sig att alla fastigheter med markbäddsrening hade dessa maximalt fungerande anläggningar så skulle fosforutsläppen minska betydligt. Enligt de använda schablonvärdena skulle enskilda fastigheters utsläpp teoretiskt kunna reduceras från 198 till 32 kg totalfosfor per år, vilket skulle minska den totala fosforbelastningen med drygt 30 %.

Även den faktiska beräkningsmetoden ger information om varifrån tillförd fosfor kommer. Navestaån var under perioden nov/dec 99 - okt/nov 00 det tillflöde som tillförde mest fosfor; enligt beräkningarna 115 kg. Detta motsvarar 28 % av tillflödenas totala tillförsel och kan relateras till att Navestaån avvattnar 22% av tillflödenas totala avvattningsarea. Den högsta årsmedelhalten av fosfor uppmättes i Vik, följt av nyss nämnda Navestaån. Om tillflödenas fosforhalter (bilaga 2) relateras till hur avvattningsområdet ser ut (figur 1) syns ett väntat samband; tillflöden som avvattnar jordbruksmarker har högre fosforhalter än tillflöden från skogsmarker.

Analyserna av Skunderns fosforbelastning pekar åt lite olika håll. Enligt Naturvårdsverket (1999) är tillrinningsområdets förluster av fosfor ($0,15 \text{ kg tot P/ha*år}$) att betrakta som "måttligt höga". Vollenweiderdiagrammet (figur 2) ger en annan bild av läget, det visar att Skunderns kritiska fosforbelastningen överskrider med hela 100 %. Dock bör man tänka på att ovanstående bedömningar görs på olika grunder. De enligt Naturvårdsverket "måttligt höga" förlusterna av fosfor tar ej hänsyn till recipientens, i detta fall Skunderns, morfometri. I Vollenweiderdiagrammet däremot förutsägs den kritiska fosforbelastningen utifrån sjöns medeldjup och omsättningstid. Fosforbelastningen som sådan beräknas genom att årlig mängd tillförd fosfor divideras med sjöarean. Med en given fosfortillförsel minskar alltså belastningen med ökande sjöarea. Teorin bakom Vollenweiderdiagrammet förutsäger vidare att en djup sjö med kort omsättningstid tål högre fosforbelastning än en grund sjö med lång omsättningstid. Enligt denna modell är det, bortsett från den effekt som ges av ökad sjöarea, svårt att annat än i liten grad påverka en sjös fosforkänslighet genom att manipulera med djupet. Om en sjös medeldjup ökas så förlängs ju också omsättningstiden vilket gör att effekterna med avseende på kritisk fosforkoncentration endast påverkas marginellt. Skundern skulle t ex enligt

diagrammet behöva ett medeldjup på ca 15 m för att nuvarande fosforbelastning ej ska vara kritisk.

Beträffande internbelastning av fosfor i Skundern så utgör den beräknade belastningskvoten på 0,91 inget stöd för detta. Kvoten visar att sett över hela undersökningsperioden så är tillförseln av fosfor större än utförseln. Däremot är figur 3 ett starkt argument för att interbelastning förekommer sommartid. Diagrammet visar att fosforhalterna i sjön under perioden maj - augusti är betydligt högre än i tillflödena. Den troliga orsaken till detta är att Skundern tillförs fosfor från egna sediment. Det finns flera tänkbara orsaker till att sediment läcker fosfor sommartid. I näringsrika skiktade sjöar är orsaken ofta syrgasbrist, vilket leder till reducerande förhållanden och ökad löslighet för fosfatföreningar. Då Skundern troligen är för grund för att en stabil skiktning ska uppstå får man söka andra orsaker till interbelastningen av fosfor. Kanske är det så att de genom provfisket påvisade stora karpfiskbestånden är en viktig faktor. Särskilt braxen men också mört söker ofta sin föda på sedimentytan. Sommartid, när aktiviteten är som störst, kan dessa fiskars födosök föra upp betydande mängder fosfor till vattnet (Naturvårdsverket 1998a). En ytterligare orsak till höga sommartida fosforhalter kan vara att Skunderns höga produktion driver upp pH-värdet, vilket ökar lösligheten för vissa fosforföreningar (Boström 1982, Lijklema 1977). Något försök att beräkna betydelsen av denna sist nämnda fosforkälla har dock ej gjorts i denna studie.

När det gäller sedimenten uppmättes relativt låga fosforhalter. Detta verkar kanske förvånande men egentligen är inte totalfosforhalten i sig avgörande. Viktigare är vilka ämnen och föreningar fosfor är bunden till samt hur lösliga dessa är i vatten. För att belysa detta måste en fosforfraktionering göras, tidsramen för detta arbete har dock inte rymt en sådan analys. Vidare är låga fosforhalter i sediment ett tecken på hög fosforomsättning, karaktäristiskt för grunda näringsrika sjöar med hög aktivitet (Persson 1997).

Biomanipulering som möjlig restaureringsmetod

En viktig limnologisk upptäckt under senare år är att grunda sjöar kan ha två alternativa stabila tillstånd (Moss m fl 1996). Det ena tillståndet, vilket väl illustreras av Skundern, kännetecknas av grumlat vatten och en dominans av växtplankton. I det andra råder istället en dominans undervattensväxter vilket ger ett klarare vatten. Man har funnit att båda tillstånden är möjliga inom ett brett intervall av fosforhalter; 25 - 1 000 µg/l. Sålunda skulle enligt denna teori även Skundern, med en fosforhalt på 74 µg/l (medelvärde under perioden nov/dec 99 - okt/nov 00), kunna befinna sig i ett stabilt klarvattentillstånd.

Avsikten med en biomanipulering är att "knuffa" grumlade sjöar till ett tillstånd med klart vatten. Som tidigare sagts är teorin bakom metoden enkel. En reducerad mängd karpfisk leder till fler överlevande djurplankton vilka då mer effektivt betar växtplankton. En lägre halt växtplankton innebär ett ökat siktdjup vilket ju är ett delmål i sig. Viktigare är dock att det klarare vattnet kan bidra till en ökad utbredning av undervattensväxter. Dessa tar upp fosfor direkt från vattnet och begränsar på så vis växtplanktonproduktionen. Vidare stabiliserar växterna sedimentytan, vilket minskar risken för fosforläckage orsakad av fisk. Även djurplankton anses gynnas då undervattensväxter erbjuder skydd för fiskpredation (Timms & Moss 1984). En utbredning av undervattensväxter kan således skapa flera "positiva spiraler". Erfarenheter från tidigare biomanipuleringar visar att denna fas är avgörande för huruvida en sjö mer permanent kan övergå till ett klarvattentillstånd.

Denna undersökning visar att Skundern har många av de egenskaper som är typiska för en sjö i det grumlade tillståndet. Fosfor-, klorofyll- och växtplanktonhalterna är mycket höga. Halten djurplankton däremot är låg, liksom andelen stora hinnkräftor. Undervattensväxter påträffades endast i vass- och näckrosbältena och aldrig på djup större än en meter. Bilden förstärks av resultaten från provfisket, Skunderns fisksamhälle kännetecknas av ett mycket stort antal karpfiskar och en liten andel rovfisk.

Det som talar för att Skundern kan restaureras genom biomanipulering är bl a sjöns morfometri, bottenens egenskaper samt rådande totalfosforhalter. Enligt tidigare erfarenheter måste fiskeinsatsen genomföras snabbt, helst under 1-2 år. En studie från Svarthusträsk utanför Boden (Tjärner m fl 1998) visar att trålning är den överlägset effektivaste metoden. Detta fiske gynnas troligen av en morfometri lik Skunderns med grunda, jämn djupa, mjuka bottenar. Vidare borde de grunda bottenarna (medeldjup 1,6 m) gynna en etablering av undervattensväxter. Även en liten ökning av siktdjupet och därmed ljusstillförseln borde avsevärt öka arean av potentiella växtplatser för undervattensväxter. När det gäller totalfosfor så anger Naturvårdsverket att halten före biomanipuleringen bör vara lägre än 200 µg/l. Detta "krav" uppfylls med relativt god marginal i Skundern.

Förutom ovan nämnda abiotiska faktorer talar även studierna av Skunderns växt- och djurliv för att en utfiskning av karpfisk skulle ha en gynnsam effekt på sjön. I nuläget karaktäriseras ju Skunderns näringspyramid av en stor mängd växtplankton, lite djurplankton, mycket karpfisk och lite rovfisk. Således finns det, till skillnad från om näringspyramiden hade visats vara mer "i balans", åtminstone i teorin mycket att vinna på en biomanipulering,

Det som rent praktiskt skulle kunna tänkas försvåra en utfiskning är Skunderns stora vass- och näckrosbälten. Sommaren 2000 täcktes uppskattningsvis 15% av sjöytan av ovan nämnda växter. I vilken grad fisket skulle försvåras samt hur det skulle kunna avhjälpas besvaras ej av denna studie.

Ett kanske mer allvarligt argument mot biomanipulering som restaureringsmetod är att Skunderns kritiska fosforbelastningen enligt Vollenweiderdiagrammet överskrids med 100%. Det kan tyckas märkligt att Naturvårdsverket inte använder denna "klassiska" modell i sina bedömningsgrunder men det har sin orsak i skilda synsätt beträffande hur en sjös näringskedjor och produktion regleras (Anders Broberg, muntligen). Vollenweidermodellen utgår från att näringspyramider styrs och begränsas från basen, d v s av mängden tillgänglig näring. Författarna till naturvårdsverkets rapport däremot bekänner sig till ett omvänt synsätt där reglering även kan ske uppfifrån. T ex begränsas mängden karpfisk enligt denna teori både av tillgången på föda samt av predation från rovfisk. Svaret på frågan huruvida Skunderns fosforbelastning i dagsläget är kritisk beror alltså på vem man frågar och vilket synsätt man tror mest på.

Ytterligare en osäkerhetsfaktor är huruvida lämpliga undervattensväxter som snabbt kan kolonisera Skunderns botten förekommer i sjön. Möjligheten till inplantering av sådan växter borde beaktas inför en eventuell utfiskning i Skundern.

Som synes ges inget entydigt svar på frågan om biomanipulering skulle vara en fungerande restaureringsmetod i Skundern. Detta var heller inte att vänta då övergödningssproblem är komplexa, biomanipulering är ju dessutom en relativt ny och oprövad restaureringsmetod. Dock finns det fler argument för än emot att en utfiskning skulle kunna stabilisera sjön i ett mer önskvärt tillstånd. Motargumenten har i de flesta fall sin grund i kunskapsbrist, vidare

studier skulle kunna bestyrka eller avfärda dessa. Vad som är tilltalande med biomanipulering som metod är att den, åtminstone utifrån tidigare erfarenheter, inte innebär några risker för sjön. Det värsta som kan hända är att den önskade effekten uteblir och att Skundern efter utfiskningen återgår till nuvarande tillstånd. Således skulle det kunna vara värt ett försök om ekonomiska resurser finns. Kostnaden för en eventuell biomanipulering har ej beaktats i denna studie.

Referenser

- Ahlgren I (1999): Calculations of phosphorus loading to Lake Limno, i stencil. Limnologiska institutionen, Uppsala universitet.
- Bergman E, Annadotter H, Cronberg G, Eriksson M & Romare P (1994): Sjörestaurering genom cyprinidreduktion, Finjasjöns status under 1992 och 1993 samt effekter av mörtfiskreduktionen. -Limnologiska avd Ekologiska inst Lunds universitet.
- Boström B & Pettersson K (1982): Different patterns of phosphorus release from lake sediments in laboratory experiments. *Hydrobiologia* 92: 415-429.
- Downing J A & Rigler F H (1984): A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Fresh Waters (2nd ed). -Blackwell Scientific Publications IPB Handbook 17.
- Elvers I (1996): Vår flora i färg. Fanerogamer. -Norstedts förlag AB, Köpenhamn.
- Goedkoop W & Sonesten L (1995): Laborationsmanual för kemiska och fysikaliska analyser av inlandsvatten och sediment. -Scripta Limnologica Upsaliensia 1995 B:12.
- Johansson J-Å & Kvarnäs H (1998): Modellering av näringsämnen i Storsjön och dess tillrinningsområde. -Länsstyrelsen Gävleborg rapport 1998:13.
- Lijklema L (1977): The role of iron in the exchange of phosphate between water and sediments. In H. L. Golterman (ed), Interactions between sediments and freshwater. Dr W. Junk B. V. Publ., The Hague: 313-317.
- Limnologiska institutionen (2000): Lagen. Limnologisk undersökning mars 2000, kursrapport. -Limnologiska institutionen, Uppsala universitet.
- Länsstyrelsen i Södermanlands län (1989): Regional miljöanalys för Södermanlands län maj 1989. Länsstyrelsen i Södermanland informerar 1989:3. - SNV 15167, Nyköping.
- Moss B, Madgwick J & Phillips G (1996): A guide to the restoration of nutrientenriched shallow lakes. -Broads Authority, U.K.
- Naturvårdsverket (1987): Små avloppsanläggningar. Hushållsspillvatten från högst 5 hushåll. -Naturvårdsverkets allmänna råd 87:6 (reviderad 1990).

- Naturvårdsverket (1995): Vad innehåller avlopp från hushåll? -Naturvårdsverkets rapport 4425.
- Naturvårdsverket (1996): Vattenplanering - Hydrologi. Naturvårdsverkets rapport 4486.
- Naturvårdsverket (1998a): Biomanipulering som restaureringsverktyg för näringsrika sjöar. En kunskapssammanställning. Hansson L-A. -Naturvårdsverket rapport 4851.
- Naturvårdsverket (1998b): Methods for Quantitative Assessment of Phytoplankton in Freshwaters, part I. Olrik K, Blomqvist P, Brettum P, Cronberg G & Eloranta P. -Naturvårdsverket rapport 4860.
- Naturvårdsverket (1999): Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Johansson, K (projektansvarig). -Naturvårdsverket rapport 4913.
- Persson G (1997): Internet; <http://www.slu.se/eutrofiering>. -Institutionen för miljöanalys, Sveriges lantbruksuniversitet Uppsala.
- Svensk standard (1989): Analys av totalfosfor i recipientvatten. Metod SS 028127-2.
- Sjöberg M & Pettersson K (1994): Näringstransport i Norrtälje kommuns större åar under åren 1988 till 1992. Transporten av fosfor och kväve i förhållande till markanvändningen och bebyggelsen i avrinningsområdena. -Scripta Limnologica Upsaliensia 1994 B:2.
- Timms R M & Moss B (1984): Prevention of growth of potentially dense phytoplankton populations by zooplankton grazing, in the presence of zooplanktivorous fish, in shallow wetland ecosystem. -Limnol oceanogr 29: 472-486.
- Tjärner D, Wennman K & Westin B (1998): Utfiskning av vitfisk i Svartbyträsket. Förstudie genomförd av Bodens kommun i samverkan med ideella organisationer sommaren 1998. -Miljö- och byggförvaltningen Boden.
- Vollenweider R (1976): Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. -Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 11:7-17.
- Väyrynen J (1998): Skundern - sörmlands mest övergödda sjö. Informationsblad från SMOFF; Skunderns miljö- och fiskeförening.

Bilagor

Bilaga 1, Morfometri

Hösten 1981 ritades åtta st djupprofiler av sjön. Djupnoteringar (m) i respektive tvärsnitt redovisas nedan.

1	2	3	4	5	6	7	8
0,2	0,6	0,7	2,5	0,7	0,3	0,6	0,7
0,4	1	1,5	2,3	1,6	1,3	1,5	1,6
0,5	1,1	1,6	2	1,7	2,3	1,6	1,6
0,7	1,2	1,7	1,3	1,8	2,2	1,7	1,6
0,9	1,5	1,9	2,6	1,9	2,1	1,8	1,6
1,1	1,7	2,1	2,6	2	2,1	1,9	1,6
1,2	1,8	2,2	2,6	2	2,1	2,1	1,6
1,3	1,8	2,2	2,3	2	2,1	2,2	1,6
0,3	1,7	2,2	2	2	2,3	2,2	1,6
	1,5	2,1	2	2	2,2	2,2	1,6
	1,7	1,9	2	2	2,1	2,1	1,6
	1,7	1,6	1,7	1,7	1	2	1,6
	0,1	1,6	1,5	1,6		2	1,6
		1,5	0,6	1,5		2	1,6
				1,2		1,7	1,6
				1		1,5	1,6
				0,3		0,7	

Summan av de åtta djupprofilernas sammanlagt 112 djupnoteringar är 180,4 m. Således blir medeldjupet enligt denna beräkning $180,4 \text{ m} / 112 = 1,61 \text{ m}$.

Bilaga 2, Flöden och fosforberäkningar

Flöden

Vattenföring (l/s) i Häggsjöbäcken, Bjurstorp. Periodvisa medelvärden, nov/dec 99 - okt/nov 00.

provplats	area (km ²)	nov/dec	dec/jan	jan/feb	feb/mars	mars/april	april/maj	maj/juni	juni/juli	juli/avg	avg/sept	sept/okt	okt/nov
Bjurstorp	8,7	27,9	76,8	85,8	47,8	50,6	46,1	11,8	10,4	170,2	62,3	16,4	144,3

Beräknad vattenföring (l/s) i Skunderns tillflöden, nov/dec 99 - okt/nov 00.

tillflöde	area (km ²)	nov/dec	dec/jan	jan/feb	feb/mars	mars/april	april/maj	maj/juni	juni/juli	juli/avg	avg/sept	sept/okt	okt/nov
Navestaån	5,7	18,3	50,3	56,2	31,3	33,2	30,2	7,8	6,8	111,5	40,8	10,8	94,5
Vik	1,58	5,1	13,9	15,6	8,7	9,2	8,4	2,1	1,9	30,9	11,3	3,0	26,2
Rändeln	2,34	7,5	20,7	23,1	12,9	13,6	12,4	3,2	2,8	45,8	16,7	4,4	38,8
Ekeby	4,01	12,9	35,4	39,6	22,1	23,3	21,2	5,5	4,8	78,5	28,7	7,6	66,5
Stubbetorp	2,6	8,3	23,0	25,7	14,3	15,1	13,8	3,5	3,1	50,9	18,6	4,9	43,1
Händöån	10,03	32,2	88,5	99,0	55,2	58,4	53,1	13,6	12,0	196,2	71,8	18,9	166,4

Beräknad vattenföring (l/s) i Skunderns utflöde, nov/dec 99 - okt/nov 00.

utflöde	area (km ²)	nov/dec	dec/jan	jan/feb	feb/mars	mars/april	april/maj	maj/juni	juni/juli	juli/avg	avg/sept	sept/okt	okt/nov
Smedstaån	30,66	98,4	270,7	302,5	168,6	178,5	162,5	41,7	36,8	599,9	219,4	57,9	508,5

Fosforhalter

Totalfosforhalter (ug/l) i Skunderns tillflöden, nov/dec 99 - okt/nov 00.

tillflöde	area (km ²)	nov/dec	dec/jan	jan/feb	feb/mars	mars/april	april/maj	maj/juni	juni/juli	juli/avg	avg/sept	sept/okt	okt/nov
Navestaån	5,7	100	150	70	90	20	50	60	72	89	74	46	110
Vik	1,58	100	140	140	140	30	60	73	170	190	370	41	130
Rändeln	2,34	37	59	26	95	10	30	35	74	68	44	32	65
Ekeby	4,01	49	53	48	84	10	40	110	160	82	220	93	56
Stubbetorp	2,6	38	52	57	63	10	20	22	43	77	23	24	75
Händöån	10,03	26	40	14	62	20	30	40	67	74	81	28	40

Viktade medelvärden av totalfosforhalterna (ug/l) i Skunderns samtliga tillflöden under respektive period.

tillflöden	area (km ²)	nov/dec	dec/jan	jan/feb	feb/mars	mars/april	april/maj	maj/juni	juni/juli	juli/avg	avg/sept	sept/okt	okt/nov
samtliga	26,26	52	75	44	79	17	37	55	87	85	109	43	69

Viktade medelvärden av totalfosforhalterna (ug/l) under perioden nov/dec 99 - okt/nov 00 i respektive tillflöde.

tillflöde	area (km ²)	tot-P
Navestaån	5,7	88
Vik	1,58	152
Rändeln	2,34	53
Ekeby	4,01	75
Stubbetorp	2,6	54
Händöån	10,03	47

Viktat medelvärde av totalfosforhalterna (ug/l) i samtliga tillflöden under hela perioden; nov/dec 99 - okt/nov 00.

medelvärde	68
------------	----

Totalfosforhalter (ug/l) i Skundern, nov/dec 99 - okt/nov 00.

provplats	nov/dec	dec/jan	jan/feb	feb/mars	mars/april	april/maj	maj/juni	juni/juli	juli/avg	avg/sept	sept/okt	okt/nov
Skundern	63	43	47	49	10	40	160	200	110	61	39	68

Medelvärde av totalfosforhalterna (ug/l) i Skundern, nov/dec 99 - okt/nov 00.

medelvärde	74
------------	----

Totalfosforhalter (ug/l) i Skunderns utflöde, nov/dec 99 - okt/nov 00.

utflöde	area (km ²)	nov/dec	dec/jan	jan/feb	feb/mars	mars/april	april/maj	maj/juni	juni/juli	juli/avg	avg/sept	sept/okt	okt/nov
Smedstaån	30,66	36	57	65	43	30	50	100	110	110	59	42	68

Viktat medelvärde av totalfosforhalterna (ug/l) i Skunderns utflöde, nov/dec 99 - okt/nov 00.

medelvärde	70
------------	----

Bilaga 2, Flöden och fosforberäkningar, forts

Införsel och utförsel av fosfor

Beräknad tillförsel av fosfor (kg tot-P) från respektive tillflöde och period.

tillflöde	area (km ²)	nov/dec	dec/jan	jan/feb	feb/mars	mars/april	april/maj	maj/juni	juni/juli	juli/avg	avg/sept	sept/okt	okt/nov
Navestaån	5,7	4,7	20,2	10,5	7,1	1,8	3,9	1,2	1,3	26,6	8,1	1,3	27,9
Vik	1,58	1,3	5,2	5,8	3,0	0,7	1,3	0,4	0,8	15,7	11,2	0,3	9,1
Randeln	2,34	0,7	3,3	1,6	3,1	0,4	1,0	0,3	0,5	8,3	2,0	0,4	6,8
Ekeby	4,01	1,6	5,0	5,1	4,6	0,6	2,2	1,6	2,0	17,2	16,9	1,8	10,0
Stubbetorp	2,6	0,8	3,2	3,9	2,3	0,4	0,7	0,2	0,3	10,5	1,1	0,3	8,7
Händöån	10,03	2,2	9,5	3,7	8,6	3,1	4,1	1,5	2,1	38,9	15,6	1,4	17,8

Beräknad total tillförsel av fosfor (kg tot-P) från tillflödena under respektive period.

tillflöden	area (km ²)	nov/dec	dec/jan	jan/feb	feb/mars	mars/april	april/maj	maj/juni	juni/juli	juli/avg	avg/sept	sept/okt	okt/nov
samtliga	26,26	11,4	46,4	30,7	28,6	7,0	13,2	5,2	7,1	117,3	54,9	5,5	80,2

Beräknad tillförsel av fosfor (kg tot-P) från respektive tillflöde under perioden nov/dec 99 - okt/nov 00.

tillflöde	area (km ²)	tot-P
Navestaån	5,7	114,6
Vik	1,58	55,1
Randeln	2,34	28,3
Ekeby	4,01	68,8
Stubbetorp	2,6	32,5
Händöån	10,03	108,4

Beräknad total tillförsel av fosfor (kg tot-P) från samtliga tillflöden under hela perioden; nov/dec 99 - okt/nov 00.

total tillförsel	407,6
------------------	-------

Beräknad utförsel av fosfor (kg tot-P/l) under respektive period.

utflöde	area (km ²)	nov/dec	dec/jan	jan/feb	feb/mars	mars/april	april/maj	maj/juni	juni/juli	juli/avg	avg/sept	sept/okt	okt/nov
Smedstaån	30,66	9,2	41,3	52,7	18,2	14,3	21,1	11,2	10,5	176,7	34,7	6,3	92,6

Beräknad total utförsel av fosfor (kg tot-P) under hela perioden; nov/dec 99 - okt/nov 00.

total utförsel	488,7
----------------	-------

Bilaga 3, Växtplankton

Formler för volymläsnings

klass	släkte el art	Formler. Volym V (um ³) som funktion av längd l (um).
Bacillariophyceae	Asterionella sp.	$V=l^4 \cdot \pi$
	Fragilaria sp.	$V=l^2 \cdot 0,5$
	Melosira sp.	$V=l^4 \cdot \pi$
	Nitzschia holsatica	$V=l^4 \cdot \pi$
	Synedra sp.	$V=l^4 \cdot \pi$
Chlorophyceae	Pediastrum sp.	$V=0,5l^3 \cdot 4/3 \cdot \pi$
	Scenedesmus sp.	$V=0,125l^3$
Cyanophyceae	Anabaena affinis	$V=l^7,6 \cdot \pi$
	Anabaena circinalis	$V=l^26,3 \cdot \pi$
	Anabaena flos-aquae	$V=l^52,6 \cdot \pi$
	Aphanizomenon sp.	$V=l^9 \cdot \pi$
	Microcystis incerta	$V=l^2,2 \cdot \pi$
	Oscillatoria sp.	$V=l \cdot \pi$
	Synechococcus sp.	$V=l^2,2 \cdot \pi$
Konjugatophyceae	Staurodesmus sp.	$V=0,5l^3 \cdot 0,75 \cdot \pi$

Resultat

19-jul

klass	släkte el art	antal (1000-tal/l)	konc (mm ³ alger/l)
Bacillariophyceae	Nitzschia holsatica	10	0,01
Chlorophyceae	Pediastrum sp.	29	0,98
	Scenedesmus sp.	48	0,04
Cyanophyceae	Anabaena affinis	34	0,72
	Anabaena circinalis	594	4,75
	Anabaena flos-aquae	10	0,32
	Aphanizomenon sp.	290	1,33
	Microcystis incerta	193	0,08
	Oscillatoria sp.	10	0,00
	Synechococcus sp.	251	0,07
totalt		1469	8,31

18-sep

klass	släkte el art	antal (1000-tal/l)	konc (mm ³ alger/l)
Bacillariophyceae	Asterionella sp.	43	0,09
	Fragilaria sp.	7	0,01
	Melosira sp.	72	0,46
	Nitzschia holsatica	36	0,07
	Pediastrum sp.	43	1,63
Chlorophyceae			
Cyanophyceae	Anabaena circinalis	51	0,22
	Aphanizomenon sp.	159	0,76
	Microcystis incerta	138	0,06
Konjugatophyceae	Staurodesmus sp.	14	0,03
totalt		565	3,32

10-okt

klass	släkte el art	antal (1000-tal/l)	konc (mm ³ alger/l)
Bacillariophyceae	Fragilaria sp.	10	0,01
	Melosira sp.	435	4,32
	Nitzschia holsatica	48	0,09
	Synedra sp.	19	0,03
Chlorophyceae	Pediastrum sp.	58	1,05
	Scenedesmus ac.	10	0,00
	Scenedesmus sp.	271	0,32
Cyanophyceae	Anabaena circinalis	68	0,50
	Aphanizomenon sp.	155	0,66
Konjugatophyceae	Staurodesmus sp.	10	0,01
totalt		1082	6,98

Bilaga 4, Djurplankton

Formler för biomasseberäkningar

taxa	Formler. Torrsvikt DW (ug) som funktion längd l (mm).
Bosmina sp.	$\ln DW = 3,5 + 3,2 \cdot \ln l$
Bythotrephes sp.	$\ln DW = -0,8 + 2,7 \cdot \ln l$
Calanoida sp.	$\ln DW = 1,8 + 2,6 \cdot \ln l$
Chydorus sp.	$\ln DW = 4,6 + 3,9 \cdot \ln l$
Cyclopoida sp.	$\ln DW = 1,7 + 2,2 \cdot \ln l$
Daphnia sp.	$\ln DW = 1,7 + 2,6 \cdot \ln l$
Filinia longiseta	$DW = l^{3,9} \cdot 9,75$
Keratella cochlearis	$DW = l^{3,3} \cdot 16,5$
Nauplie sp.	$\ln DW = 0,7 + 0,5 \cdot \ln l$
Synchaeta polyarthra	$DW = l^{3,3} \cdot 21$
Trichocercidae sp.	$DW = l^{3,2} \cdot 2,6$

Resultat

19-jul

282 ml sjövattnen filtrerat, 40 µm maskstorlek.

taxa	antal	längdintervall (mm)	medellängd (mm)	medelvikt (DW ug)	totalvikt (DW ug)	vikt/l (ug/l)
Bosmina sp.	18	0,14-0,32	0,19	0,17	3,01	10,67
Calanoida sp.	2	0,21-0,43	0,32	0,31	0,63	2,23
Chydorus sp.	25	0,09-0,22	0,17	0,10	2,39	8,48
Cyclopoida sp.	4	0,09-0,24	0,14	0,07	0,29	1,03
Daphnia sp.	2	0,35-0,50	0,43	0,59	1,18	4,18
Filinia longiseta	2	0,09-0,12	0,11	0,01	0,02	0,08
Keratella cochlearis	39	0,075-0,11	0,10	0,00	0,05	0,19
Nauplie sp.	28	0,06-0,32	0,13	0,06	1,80	6,38
Synchaeta polyarthra sp.	4	0,06-0,11	0,09	0,01	0,05	0,18

19-jul

2,67 l sjövattnen filtrerat, 200 µm maskstorlek.

taxa	antal	längdintervall (mm)	medellängd (mm)	medelvikt (DW ug)	totalvikt (DW ug)	vikt/l (ug/l)
Bosmina sp.	7	0,11-0,27	0,15	0,07	0,52	0,19
Calanoida sp.	2	0,45-0,45	0,45	0,76	1,52	0,57
Chydorus sp.	6	0,18-0,18	0,18	0,12	0,74	0,28
Cyclopoida sp.	3	0,22-0,27	0,25	0,27	0,80	0,30
Daphnia sp.	34	0,23-0,72	0,41	0,54	18,29	6,86
Nauplie sp.	6	0,14-0,29	0,18	0,12	0,74	0,28

18-sep

427 ml sjövattnen filtrerat, 40 µm maskstorlek.

taxa	antal	längdintervall (mm)	medellängd (mm)	medelvikt (DW ug)	totalvikt (DW ug)	vikt/l (ug/l)
Calanoida sp.	4	0,62-0,77	0,70	2,35	9,40	22,01
Chydorus sp.	3	0,19-0,27	0,23	0,32	0,97	2,27
Cyclopoida sp.	1	0,31	0,31	0,42	0,42	0,98
Filinia terminalis	11	0,085-0,17	0,12	0,02	0,19	0,44
Keratella cochlearis	21	0,049-0,12	0,09	0,00	0,02	0,05
Nauplie sp.	4	0,15-0,23	0,19	0,14	0,57	1,33
Synchaeta polyarthra sp.	33	0,039-0,14	0,09	0,02	0,53	1,24

18-sep

37,5 ml sjövattnen filtrerat, 200 µm maskstorlek.

taxa	antal	längdintervall (mm)	medellängd (mm)	medelvikt (DW ug)	totalvikt (DW ug)	vikt/l (ug/l)
Bosmina sp.	10	0,23-0,38	0,27	0,48	4,78	0,13
Calanoida sp.	17	0,19-1,26	0,81	3,48	59,13	1,58
Chydorus sp.	1	0,12	0,12	0,02	0,02	0,00
Cyclopoida sp.	5	0,38-0,92	0,56	1,53	7,64	0,20
Daphnia sp.	6	0,54-1,00	0,61	1,48	8,89	0,24
Nauplie sp.	3	0,13-0,35	0,25	0,26	0,78	0,02

10-okt

75 ml sjövattnen, ej filtrerat.

taxa	antal	längdintervall (mm)	medellängd (mm)	medelvikt (DW ug)	totalvikt (DW ug)	vikt/l (ug/l)
Bosmina sp.	2	0,15-0,15	0,15	0,08	0,15	2,00
Calanoida sp.	1	0,49	0,49	0,94	0,94	12,53
Chydorus sp.	18	0,15-0,26	0,22	0,14	2,54	33,87
Cyclopoida sp.	2	0,30-0,45	0,38	0,63	1,27	16,93
Keratella cochlearis	14	0,075-0,14	0,11	0,00	0,03	0,40
Keratella quadrata	8	0,14-0,19	0,17	0,08	0,67	8,93
Synchaeta polyarthra sp.	6	0,06-0,19	0,10	0,02	0,14	1,87
Trichocercidae sp.	2	0,19-0,19	0,19	0,02	0,04	0,47

10-okt

5,00 l sjövattnen filtrerat, 200 µm maskstorlek.

taxa	antal	längdintervall (mm)	medellängd (mm)	medelvikt (DW ug)	totalvikt (DW ug)	vikt/l (ug/l)
Bosmina sp.	7	0,36-0,72	0,50	3,64	25,46	5,09
Bythotrephes sp.	3	0,45-0,63	0,57	0,10	0,30	0,06
Calanoida sp.	58	0,36-1,26	0,84	3,80	220,50	44,10
Cyclopoida sp.	32	0,45-0,91	0,65	2,14	68,62	13,72
Daphnia sp.	9	0,27-0,90	0,61	1,51	13,63	2,73
Nauplie sp.	1	0,54	0,54	1,41	1,41	0,28

Bilaga 5, Fisk

Formler för beräkning av jämförvärden

parameter	Jämförvärde (J)
antal arter	$J=2,44 \cdot s_{j\ddot{o}area}^{0,233}$
artdiversitet	$J=-0,0414+0,331 \cdot \ln(\text{antal arter})$
biomassa/ansträngning	$J=3981 \cdot \text{maxdjup}^{-0,383}$
antal/ansträngning	$J=77,0-36,5 \cdot \log(\text{maxdjup})$
andel piscivora abborrar	$J=0,481-0,0000615 \cdot (\text{totalvikt/anstr.})$
andel mörtfiskar	$J=0,283+0,0000694 \cdot (\text{totalvikt/anstr.})$

Resultat

provfiske, 8 nät, juli 1998

fiskart	totalantal	antal/nät	totalvikt (kg)	vikt/nät (g)	medelvikt (g)	längdintervall (cm)	medellängd (cm)
Abborre	485	60,6	7,4	930	15	5-30,7	9,1
Benlöja	4	0,5	0,1	8	15	6,7-16,7	11,9
Björkna	201	25,1	5,3	665	26	6,8-26,2	12,0
Braxen	152	19,0	4,5	565	30	5-27,1	12,9
Gers	50	6,3	0,2	30	5	5,7-9,9	7,4
Gädda	1	0,1	1,6	194	1550	62,5	62,5
Mört	2315	289,4	16,8	2100	7	3-23,6	8,3
Ruda	1	0,1	1,1	138	1100	36,2	36,2
Sarv	34	4,3	3,4	428	101	8,9-37	16,3
Sutare	2	0,3	2,6	325	1300	43,5	43,7
totalt	3245	405,6	43,1	5381	-	-	-