RAPPORT LNR 5053-2005

En GIS-metod för kartering av naturvärden i grunda skärgårdsvikar

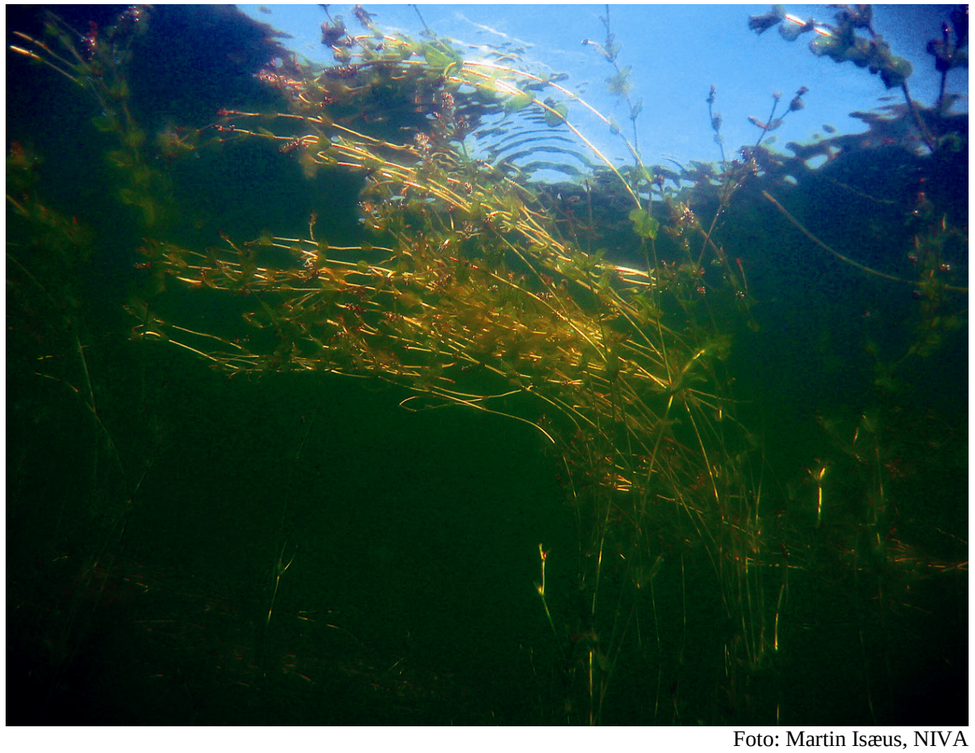


Foto: Martin Isæus, NIVA

Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor
Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen
Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen
Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen
Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Midt-Norge
Postboks 1264 Pirsenteret
7462 Trondheim
Telefon (47) 73 87 10 34 / 44
Telefax (47) 73 87 10 10

Tittel	Løpenr. (for bestilling)	Dato
En GIS-metod för kartering av naturvärden i grunda skärgårdsvikar	5053-2005	01.12.2005
	Prosjektnr. Undernr. 24201	Sider 37 / Pris 0
Forfatter(e) Martin Isæus John Smaaland Trine Bekkby Eli Rinde Alfred Sandström	Fagområde FoU, Rådgivning	Distribusjon Fri www.niva.no
	Geografisk område Stockholms län, Sverige	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e)	Oppdragsreferanse
Regionplane- och trafikkontoret i Stockholm, Stockholms läns landsting Världsnaturfonden WWF i Sverige	Teresa Kalisky Åsa Andersson

Sammendrag. Förvaltningen av marina miljöer och naturvärden har fått mycket uppmärksanhet de senaste åren, bland annat genom det internationella samarbetet kring Natura 2000 och Vattenramdirektivet. Grunda vikar i skärgården representerar en potentiellt skyddsvärd miljö som både kan ha höga naturvärden och hotas av exploatering. Naturen under ytan är betydligt svårare att överblicka och kartera jämfört med naturen på land, och därför har den här studien tagit fram ett GIS-verktyg för att stödja förvaltningen genom att underlätta klassningen av grunda skärgårdsvikar med avseende på naturvärden. Metoden bygger på växt- och fiskarters observerade utbredningsmönster utifrån omvärldsfaktorer (vikarnas form och fosforhalt i vattnet) i 24 vikar i Värmdö kommun, och kan användas med hjälp av allmänt tillgängliga dataunderlag. Bedömningarna av vikars naturvärden baserar sig på litteraturkällor och diskussioner i en expertgrupp, framför allt har Naturvårdsverkets *Bedömningsgrunder för vegetationen i grunda vikar* (Kautsky, Andersson 2004) använts. I rapporten finns en utförlig handledning i metoden, samt data och bedömningar av ett stort antal skärgårdsvikar i Stockholms skärgård. Metoden har validerats med gott resultat i 27 vikar (90 % korrekt), men valideringsunderlaget var inte så representativt som vore önskvärt.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Kystplanlegging	1. Coastal management
2. Biologisk mangfald	2. Biological diversity
3. Eutrofiering	3. Eutrophication effects
4. Fosforutslipp	4. Phosphorous discharge

Prosjektleder Martin Isæus

Fung. forskningsleder Mats Walday

Fagdirektør Jarle Nygard

ISBN 82-577-4756-4

En GIS-metod för kartering av naturvärden i grunda skärgårdsvikar

NIVA

Regionplane- och trafikkontoret

WWF

Förord

Denna rapport är ett resultat av erfarenheter från flera projekt och forskningsinsatser. Flera projekt har finansierats av Stockholms läns landsting miljöanslag och varit ledda av Botaniska institutionen vid Stockholms universitet, men samarbete med Fiskeriverket och Upplandsstiftelsen har varit en förutsättning för arbetet med grunda havsvikar. Geografiska informationssystem (GIS) är ett självklart verktyg inom förvaltning av landområden, och att finna metoder för att använda samma verktyg i förvaltningen av den marina miljön har varit en drivkraft under hela utvecklingsarbetet sedan slutet av 1990-talet.

Vi är tacksamma för det stora intresse som referensgruppens medlemmar Åsa Andersson (WWF), Lena Kautsky (Stockholms universitet), Cecilia Lindblad (NV), Johan Persson (Upplandsstiftelsen) och Alfred Sandström (FiV) visat och all tid ni lagt ned. Vi vill också skicka ett tack till Jorid Hammersland, Ann Hagström och Ingegerd Örnstedt från Värmdö kommun, Bosse Lidén och Roger Andersson från Österåker kommun och Monica Pettersson från Norrtälje kommun som varit tillmötesgående och hjälpt till att ta fram de underlagsdata vi behövt.

Projektet är finansierat av Stockholms läns landstings miljöanslag, Norskt institutt for vannforskning NIVA och Världsnaturfonden WWF. Intern kvalitetssäkrare på NIVA har varit Kari Nygaard.

Oslo, 2005-12-01

Martin Isæus
Projektledare

Innehåll

Sammanfattning **6**

Summary **7**

1. Introduktion **8**
1.1 Bakgrund 8
1.2 Naturmiljön i vikarna och dess succession 9
1.3 Inventeringsdata 11
1.3.1 Bedömning av vikarnas naturvärden 11

2. Genomförande **12**
2.1 Identifiering av viktiga miljöfaktorer 12
2.1.1 Münsterhjelmklasser 12
2.1.2 Vågexponering 13
2.1.3 Fosforkoncentration 13
2.1.4 Muddring 14
2.1.5 Båtar 14
2.1.6 Samvarierande faktorer 15
2.2 Modellering av naturvärden, och värderingar av naturen 15
2.2.1 Växtarter 15
2.2.2 EQR-värden 15
2.2.3 Fisk 16
2.3 Konstruktion av modellen 16
2.4 Anpassa valda faktorer till skrivbordsmodell 17
2.4.1 Münsterhjelmklasser 17
2.4.2 Totalfosforkoncentration 18
2.5 Validering av modellen 19

3. Diskussion **20**

4. Informationsspridning **21**

5. Referenser **21**

6. Bilagor **25**
6.1 Handledning och metodik 25
6.1.1 Morfometriska parametrar 25
6.1.2 Avrinning 26
6.1.3 Beräkning av markklasser och punktkällor inom avrinningsområdena 26
6.1.4 Nederbörd, avdunstning och avrinning 27
6.1.5 Basvärde 27
6.1.6 Luftdeposition 27
6.1.7 Utvärdering av använda schabloner i beräkningsmodellen 27
6.2 Kartrensning 28

6.2.1 ArcView 3.x 28
6.2.2 Idrisi 29
6.3 Värderingar av ekologisk status enligt nya bedömningsgrunder 30
6.3.1 Resultat baserat på 2001 års data utan information om trådformiga alger 32
6.3.2 Utan trådformiga alger (TA) 34
6.3.3 Låg värdering av trådformiga alger (TA) 35
6.3.4 Hög värdering av trådformiga alger (TA) 36
6.3.5 Jämförelse av vikar som värderade baserat på data från både 2001 och 2002 37
6.3.6 Konklusion 38
6.3.7 Referenser 38

Sammanfattning

Förvaltningen av marina miljöer och naturvärden har fått mycket uppmärksamhet de senaste åren, bland annat genom det internationella samarbetet kring Natura 2000 och Vattenramdirektivet. Grunda vikar i skärgården representerar en potentiellt skyddsvärd miljö som både kan ha höga naturvärden och hotas av exploatering. Naturen under ytan är betydligt svårare att överblicka och kartera jämfört med naturen på land, och därför har den här studien tagit fram ett GIS-verktyg för att stödja förvaltningen genom att underlätta klassningen av grunda skärgårdsvikar med avseende på naturvärden. Metoden bygger på växt- och fiskarters observerade utbredningsmönster utifrån omvärldsfaktorer (vikarnas form och fosforhalt i vattnet) i 24 vikar i Värmdö kommun, och kan användas med hjälp av allmänt tillgängliga dataunderlag. Bedömningarna av vikars naturvärden baserar sig på litteraturkällor och diskussioner i en expertgrupp, framför allt har Naturvårdsverkets *Bedömningsgrunder för vegetationen i grunda vikar* (Kautsky, Andersson 2004) använts. I rapporten finns en utförlig handledning i metoden, samt data och bedömningar av ett stort antal skärgårdsvikar i Stockholms skärgård. Metoden har validerats med gott resultat i 27 vikar (90 % korrekt), men valideringsunderlaget var inte så representativt som vore önskvärt.

Summary

Title: A GIS method for mapping nature values in shallow coastal inlets
Year: 2005
Authors: Martin Isæus, John Smaaland, Trine Bekkby, Eli Rinde, Alfred Sandström
Source: Norwegian Institute for Water Research,
ISBN No.: ISBN 82-577-4756-4

Management of marine habitats and values has achieved much attention lately, mainly due to the development of the Natura 2000 network and the Water Framework Directive. Shallow inlets in archipelagos are habitats with potentially high nature values, which are threatened by boating activities and eutrophication. Submerged habitats are much harder to overview and map compared to terrestrial areas. Therefore has a GIS method been developed within this project to support classification of nature values in shallow inlets. The method is based on field data on plant and fish species in 24 inlets in Värmdö municipality, Stockholm County, Sweden. The correspondence between species distributions and physical factors are used to construct a model for prediction of nature values in inlets, and only commonly availably data are used to run the model. The evaluation of nature values of the inlets is based on literature and discussions within a group of experts, especially *Bedömningsgrunder för vegetationen i grunda vikar* (Kautsky, Andersson 2004) from the Swedish environmental protection agency has been used. In the report there is a hands-on guide of the method, and evaluation data of a large number of inlets in Stockholm archipelago. The method has been validated with a good results (90 % correct), but the data the validation was based upon was not as representative as desired.

1. Introduktion

1.1 Bakgrund

Marina naturvärden i Stockholms skärgård är knutna till vissa arter, som t.ex. blåstångsbältet, eller vissa habitat där speciella arter eller artsamhällen finns. Ett känt sådant habitat är de grunda skärgårdsvikarna som också återfinns bland Natura 2000-nätverkets habitatklasser (framför allt klass 1150 ”Laguner”, men även 1650 ”Smala vikar i Östersjön”). I vikarnas skyddade miljöer kan grunda, mjuka sedimentbottnar ligga orörda utan att spolas bort av vågor. Bottnarna i dessa speciella miljöer är ofta täckta av tät vegetation, ibland av kransalger varav några arter är rödlistade. Det grunda vattnet i vikarna värms upp snabbt på våren, vilket gör dem till bra rekryteringsmiljöer för flera fiskarter som gädda och abborre (Karås 1999). Dessa vikar är också ofta bra badvikar eller naturliga hamnar vilket skapar en konflikt mellan nyttjande- och naturskyddsintressen.
Kraven ökar nu på att kommunerna i sitt planeringsarbete även tar hänsyn till naturen under ytan, och bristen på planeringsanpassad information om grunda vikar har uppmärksammats i Landstinget arbete med Blåstrukturen och RUFS (Anon 2001, Regional utvecklingsplan 2001 för Stockholmsregionen).

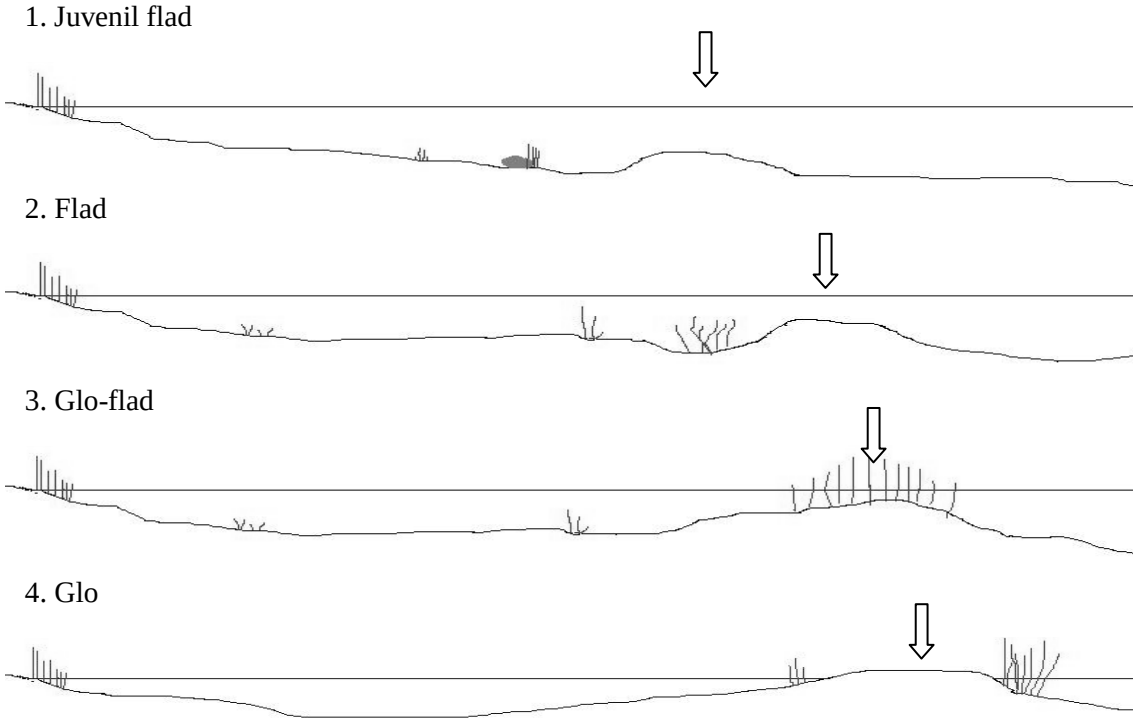
Eftersom naturen under ytan är svårare att överblicka och kartera än naturen på land strävar vi efter att hitta metoder för att generalisera arters utbredningsmönster utifrån samband mellan omvärldsfaktorer (djup, vågexponering, vattnets fosforhalt etc.) och arternas krav/behov. I det här projektet har vi satt kravet att metoderna endast skall kräva allmänt tillgängliga data, såsom sjökort och terrängkartan, för på så sätt göra metoderna tillgängliga för kommuner och andra potentiellt intresserade användare. Det skall alltså inte behövas ytterligare fältmätningar för att metoden skall kunna användas. I projektet ingår också en validering av metoden som innebär ett test på hur väl metoden kan förutsäga vikars naturvärden.
Sammanställningar av miljöfaktorer som kan förväntas påverka grunda havsvikars miljöstatus har gjorts tidigare i Stockholms län (Fagergren 1991), och även jämförts med omfattande artinventeringar (Schreiber 2003, Hammersland et al 2005), men detta är första försöket att föreslå en brukbar GIS-modell för att förutsäga artutbredningar och naturvärden i vikar utifrån kartparametrar och andra offentliga data. I vetenskapliga studier används ofta kartparametrar, men vanligen i kombination med nya mätdata (t.ex. Sundblad 2003, Wahlstrand 2004), vilket omöjliggör prediktioner utan nya fältmätningar. För öppnare havsområdens i Stockholms södra skärgård har det gjorts sammanställningar av miljödata i GIS, vilka även använts för prediktioner blåstångens utbredning m.m. (Lindblad et al. 1998, Isæus 2004). Det finns också tidigare beskrivningar av hur fysisk störning kan bedömas med hjälp av flygbilder och GIS och på så sätt bilda underlag för kustplanering (Tullback et al. 2001, Mattisson 2004).

Modellen är tänkt att kunna vara ett redskap för kustplanering, och det är därför viktigt att veta hur hög dess prediktiva förmåga är. Därför valideras modellen i ett annat område än det som den är konstruerad i, och detta gjordes i Österhaninge och Norrtälje kommuner. Modellen är baserad på data från 24 vikar i Värmdö kommun, och validerad på 21 vikar i Österåker och 7 vikar i Norrtälje kommuner. Anledningen att vi har tagit med två kommuner i valideringen är att vi inte har tillgång till ett lika stort och tätt inventeringsmaterial i detta område.

Denna rapport beskriver även metoder och resultat hämtade från föregående studier så att en så komplett bild som möjligt av den resulterande modellen kan ges. Den är också tänkt att kunna fungera som handledning för den som vill använda metoden, och har därför kompletterats med instruktioner i Bilaga 6.1. Rapporten har därmed blivit betydligt mer omfångsrik än det ursprungligen var tänkt.

1.2 Naturmiljön i vikarna och dess succession

De grunda vikarna är ofta naturlig näringsrika och värms tidigt upp på våren, vilket skapar en unik miljö för akvatiska växter och en viktig rekryterings- och födosöksmiljö för ett flertal fiskarter (Blomquist 1984, Rönnberg 1986, Karås 1999).



Figur 1. *Tvärsnitt av de fyra morfologiska successionsstadierna (juvenil flad, flad, glo-flad and glo) en trösklad vik genomgår. Vikarnas trösklar markeras med pilar. (Från Smaaland 2004).*

I en studie från Finlands sydkust av Münsterhjelm (1997) föreslås att vegetationen i dessa vikar är intimt knuten till vikarnas morfoligiska stadium. Dessa morfologiska och botaniska stadier är relevanta även för Sveriges östkust (Appelgren 2000, Wallström & Matilla 2000, Dahlgren & Kautsky 2001). Vikarnas morfologiska succession är först och främst en effekt av den pågående landhöjningen (Ingmar & Willén 1980, Weppling & Lindholm 1983, Lindholm & Rönnberg 1985, Lindholm 1991), men även av sedimentationen inne i vikarna (Wallentinus 1979, Ingmar et al. 1980)(Figur 1). Münsterhjelm (1997) beskriver fyra morfologiska stadier: En juvenil flad (1) karakteriseras av en bred öppning, eller flera mindre. Viken är relativt djup, 2-4 m, och vattenutbytet är högt. En flad (2) har en trängre öppning, och djupet i viken är ca 0,5-2 m. Den trängre öppningen orsakar ett reducerat vattenutbyte genom att tvärsnittsarean mot omgivande vatten är mindre. När viken går in i sitt nästa stadium, glo-flad (3), karakteriseras den av en mycket trång och grund öppning, (0 – 0,5 m) och ett mycket lågt vattenutbyte. I det sista stadiet, glo (4) saknar viken öppning vid normalvattenstånd. Vattenutbytet ät extremt lågt och sker bara vid stormtillfällen och extremt högvatten. Denna studie inkluderar, juvenila flador, flador och glo-flador, med inga glon. Münsterhjelm föreslår att det inom dessa fyra morfologiska stadier förekommer sju botaniska stadier.

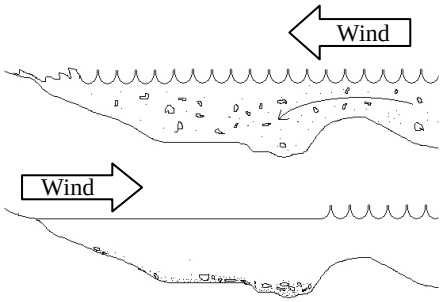
1. *Vaucheria* – stadiet
2. *Myriophyllum-Ceratophyllum-Chaetomorpha* – stadiet
3. *Ceratophyllum-myriophyllum* – stadiet
4. *Potamogeton pectinatus-chara tomentosa* – stadiet
5. *Chara tomentosa* – stadiet

6. *Chara tomentosa-Najas marina* – stadiet
7. *Chara aspera* – stadiet

Dessa sju botaniska stadier är enligt Münsterhjelm (1997) vanliga inom följande morfologiska stadier

En juvenil flad karakteriseras av botaniska stadier 1,2 och 3
En flad karakteriseras av botaniska stadier 2,3,4 och 5
En glo-flad karakteriseras av botaniska stadier 5 och 6
Ett glo karakteriseras av botaniska stadier 6 och 7

För både successionen av morfoligiska och botaniska stadier gäller att det finns viss variation och ibland kan stadier hoppas över. Till exempel kan en flad starta med ett *Chara tomentosa* stadium beroende på lokala miljöfaktorer (Münsterhjelm 1997).



Figur 2*. Vågor som alstras i större havsområden utanför viken är förhållandevis större än de som alstras inne i viken vid frånlandsvind. Detta gör att alger och annat biologiskt material sköljs in i viken, men de sköljs inte ut i samma utsträckning utan ackumuleras i viken. (Från Smaaland 2004)*

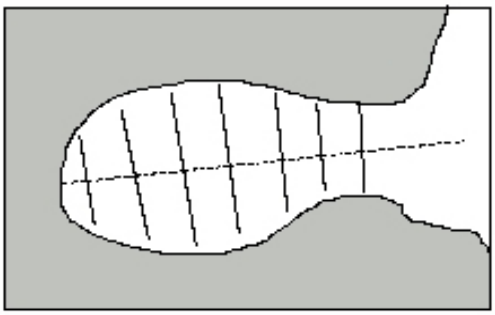
En trösklad vik fungerar som en fälla för sediment och annat organiskt material (**Figur 2**). Vid pålandsvind för vågorna material över tröskeln och in i viken. Vid frånlandsvind skyddar det kringliggande landet viken så att större vågor inte kan byggas upp, och uttransporten av material blir därför förhållandevis mindre (Wallentinus 1979, Ingmar & Willén 1980, Münsterhjelm 1997). Sedimentationen i en vik kan vara upp till 5 mm per år (Ingmar & Willén. 1980). På grund av sina karakteristiska trösklar är flador ofta naturligt näringsrika (Dahlgren & Kautsky 2001, Münsterhjelm 1997, Cloern 2001), men kan ändå vara känsliga för extern tillförsel av fosfor. Vikarna visar typiskt upp en hög biologisk mångfald i sina första stadier men tenderar sedan att bli artfattigare under successionens gång. I sena stadier är kransalgsängar karakteristiska (Blindow 1994, Münsterhjelm 1997, Gärdenfors 2000). En ny succession av sötvattensarter kan ta vid efter att fladvegetationen försvunnit, men i de flesta fall blir glot överväxt av vass eller myrmarksväxter (Münsterhjelm 1997).

Sambandet mellan en viks morfologiska och botaniska succession är en följd av hur miljöbetingelserna förändras under processen. När viken lyfts upp samtidigt som sediment ackumuleras får den förhållandevis mer grunda bottnar, och dess volym minskar. När tröskeln höjs och öppningen blir smalare minskar vattenutbytet, och viken blir mer skyddad från vågor. Sammantaget ger detta en rad effekter. Bland annat gör det att mer mjuka grunda bottnar skapas under successionen, och de ligger också mer skyddade. Den minskande vattenvolymen och djupet gör att vattnet värms upp tidigare på våren vilket skapar bra förhållanden för gäddlek. På det hela taget förändras miljön för växter och djur, långsamt men påtagligt. En annan effekt är att avrinningsområdets storlek ökar, speciellt i förhållande till vikens volym. Detta gör viken mer påverkad av lokal avrinning, och effekten förstärks eftersom vattenutbytet också minskar.

I alla dess stadier kan vikarna eutrofieras genom förhöjd tillförsel av närsalter, framför allt fosfor, och påverkan från lokala källor är större i senare successionsstadier. Allmänt påverkas artsammansättningen av eutrofiering och större alger och kärlväxter blir alltmer överväxta av fintrådiga alger (Wallentinus 1981, Orth & Moore 1983, Kemp et al. 1983, Nienhuis 1983, Cambridge & McComb 1984, Sheperd et al. 1989, Borum et al. 1990, Sand-Jensen & Borum 1991, Neundorfer & Kemp 1993). Vid kraftigare eutrofiering kan miljön i viken skifta från att ha ett klart vatten och ett växtsamhälle dominerat av fleråriga kärlväxter och alger till att vara dominerat av ettåriga fintrådiga alger eller ett grumligt stadium med massförekomst av växtplankton (Duarte 1995, Dahlgren & Kautsky 2004). Dessa skiften har föreslagits vara en effekt av fosfortillförsel, men även beroende av vikens vattenutbyte och djup (Dahlgren & Kautsky 2004). Skiften är de mest uppenbara av övergödningseffekter, men mycket sker alltså innan det gått så långt.

1.3 Inventeringsdata

Alla fältdata på vegetation, fisk och båttrafik har vi generöst fått av projektet SUCOZOMA finansierat av MISTRA och av projektet ”Fiskyngelproduktion i grunda havsvikar” som finansieras via InterregIIIA. Inventeringarna utfördes 19/7 till 21/8 2001 av Kustlaboratoriet vid Fiskeriverket. Huvudsyftet med inventeringarna har varit att undersöka effekter av båttrafik och småbåtsmarinor samt att ta fram enhetliga bedömningsgrunder för svenska och finska skärgårdsområden och förslag på metodik för inventeringar.
Vegetationen inventerades i transekter vinkelrätt mot vikens längdriktning. Den första transekten placerades 5 m från vikens innersta strand, och de övriga med 30 meters mellanrum ut till tröskeln där den sista transekten placerades (**Figur 3**). Längs transekterna inventerades täckningsgraden av förekommande växter med 5 m intervall. Fiskyngelförekomst inventerades med hjälp av miniatyrsprängningar. 2-3 ggr per vik och vattnets grumlighet (NTU) mättes 2-3 gånger per vik.



Figur 3 .*En schematisk bild över transekternas placering i vikarna. Den centrala linjen (streckad) lades ut som hjälplinje för att underlätta placeringen av transekterna med 30 m intervall.*

Siktdjupet mättes vid tröskeln, och eventuella spår av muddring noterades. För framställandet av modellen har information från 24 vikar i Värmdö kommun använts, och för valideringen har 21 vikar i Österåker och 7 vikar i Norrtälje använts.

1.3.1 Bedömning av vikarnas naturvärden

Det är inte självklart hur vikars naturvärden skall bestämmas, eller vilka faktorer/arter/funktioner som är önskvärda och skall resultera i en hög klassning. Därför har detta diskuterats ingående med referensgruppen, som utgörs av flera av de mest namnkunniga inom detta område. Parallellt med detta projekt har bedömningsgrunder för vegetationen i grunda vikar (Kautsky, Andersson 2004) utarbetats på uppdrag av Naturvårdsverket och den värderingsmetodiken har naturligtvis varit en viktig grund i projektet. I bedömningsgrunderna är förekommande växtarter klassade som önskvärda (Ekologisk statusgrupp, ESG I) eller inte önskvärda (ESG II), vid en viss täckningsgrad, vilket vi använt och diskuterar. För alla vikar som vi har inventeringsdata för har EQR-värden räknats ut enligt metoden i bedömningsgrunderna, och försök att modellera EQR-värden direkt har gjorts (se avsnitten 2.1 och

6.3). Värderingarna har också influerats av EU-projektet ”Fiskyngelproduktion i grunda havsvikar” vars syfte är att utveckla enhetliga förslag på bedömningsgrunder och inventeringsmetoder för grunda vikar i svenska och finska kustvatten (http://www.abo.fi/fak/mnf/biol/eco/Interreg/Frame.htm, Appelgren & Mattila, 2005), samt av en nyss utkommen rapport från Länsstyrelsen i Stockholm (Hammersland et al 2005).

2. Genomförande

Genomförandet av studien innehöll följande moment:

- Identifiering av viktiga miljöfaktorer (2.1)
- Hitta modellerbara naturvärden, och bestämma vilka värderingar som skall ligga till grund för modellen (2.2)
- Konstruktion av modellen (2.3)
- Anpassa valda faktorer till ”skrivbordsmodell”. Med detta menar vi att värdet för faktorerna måste kunna bestämmas utifrån kartmaterial och andra allmänt tillgängliga data. Det skall alltså inte krävas nya fältmätningar för att modellen skall kunna användas (2.4)
- Validera modellen i nytt område (2.5)

För at texten skall bli läsbar har vi flyttat detaljerade metodbeskrivningar till Bilaga 6.1. Bilagan är också tänkt att fungera som vägledning för den som vill använda modellen.

2.1 Identifiering av viktiga miljöfaktorer

I tidigare studier har det påvisats samband mellan vikarnas organismer och en rad faktorer. Vågexponering är en viktig strukturerande faktor för organismsammansättningen och organismernas utseende på grunda bottnar, och signifikanta effekter av vågor på vegetationen kunnat påvisat i just dessa vikar (Sundblad 2003, Eriksson et al. 2004), och i södra skärgården (Idestam & Kautsky 1995). Vågor påverkar vegetationen direkt genom att utöva dragkraft på den, men de rotade växter som är i fokus i denna studie påverkas också indirekt genom att finare sediment spolas bort från bottnarna.
Av närsalterna är det främst fosfor som man kan förvänta sig effekter av eftersom kustnära vatten i Östersjön normalt är fosforbegränsade. Effekterna av fosfor på vegetation i trösklade vikar har undersökts av bland andra Dahlgren & Kautsky (2004) och Smaaland (2004).
Effekter av båttrafik har studerats i just de vikar som ingår i denna studie och effekter på både växter och fisk har kunnat påvisas (Eriksson et al. 2005, Sandström et al. 2005).
Dessutom finns münsterhjelmklasserna som indirekt speglar många miljöfaktorer. Vi valde att söka samband mellan mönster i vegetationen och münsterhjelmklass, vågexponering, muddring, båttrafik och fosforkoncentration i vikvattnet. Dessa miljöfaktorer jämfördes mot inventeringsdata i 24 vikar i Värmdö, och bara starka, enkla samband lämpliga för modellering var av intresse.

2.1.1 Münsterhjelmklasser

Som väntat fanns det tydliga samband mellan münsterhjelmklass och vegetationen i vikarna. Framför allt avvek vegetationen i glo-fladorna från juvenila flador och flador, där de senare var likartade. Glo-fladorna är generellt något artfattigare (6-7 arter/vik) medan juvenila flador och flador har i medeltal 9,6 respektive 9,7 arter per vik. I ***Tabell 1*** finns de tydligaste resultaten redovisade, men det finns också arter som förekommer i alla klasser, eller som är så ovanliga att inga slutsatser kan dras.

Tabell 1. *Sammanställning av tydliga samband mellan münsterhjelmklass och vegetation. Beteckningarna I, II och I/II efter artnamnen är artens klassning i Bedömningsgrunderna (Kautsky & Andersson 2004) där I har en positiv värdering, II en negativ och I/II en positiv vid täckningsgrad under 15 % annars negativ. jf= juvenil flad, f=flad och gf=gloflad och procenttal anger täckningsgrad. * indikerar få observationer.*

.

- *Chara tomentosa* I, främst i gf, 250 av 264 obs av tg 25 % i gf
- *Chara baltica* I, förekommer bara i gf och f (5/6 viköppningar <26m)
- *Najas marina* I, främst i gf, speciellt 25 %
- *Tolypella nidifica* I, bara i jf och f
- *Myriophyllum sibiricum* I/II, bara i f
- *M. spicatum* I/II, bara i jf och f, 25 % främst i f
- *Potamogeton perfoliatus* I/II, och *P. filiformis* I/II, bara i jf och f, *Pp* 25 % främst i f
- *Ranunculus baudotii* I/II, och *R. circinatus* I/II bara i jf och f
- *Lemna trisulca** I/II, och *Vaucheria dichotoma**II, bara i jf och f
- *Zannichellia palustris* I, bara i jf och f
- *Ruppia maritima* I, främst i f, även i jf
- *Fucus vesiculosus* I, bara i jf och f, 25 % främst i jf
- gf är artfattiga (6-7 arter, n=3), jf och f (medel 9,6 och 9,7)

När det gäller fisk fann vi bara ett tydligt samband. Det var att två av tre gäddvikar (täthet över 0,1 yngel per ansträngning) var glo-flador.

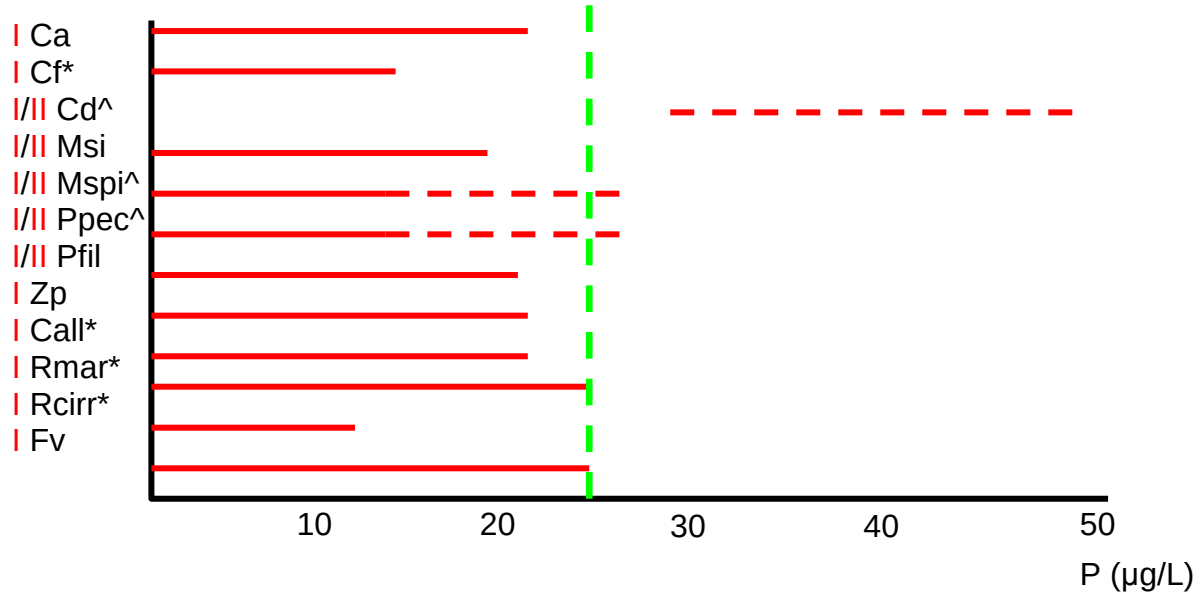
2.1.2 Vågexponering

De samband som fanns mellan vågexponering och vegetationen speglade först och främst den varierande vågmiljön inom vikarna snarare än mellan dem. Blåstång som är en hårdbottenorganism återfinns t.ex. fastsittande främst i vikarnas öppningar, medan rotade makrofyter främst finns i inre skyddade lägen. Vågmiljön inne i vikarna styrs mycket av viköppningens bredd, vilket visade sig vara en mer användbar modelleringsparameter i detta projekt än den beräknade vågexponeringen. Den beräknade vågexponeringen kom därför inte att användas. I öppnare områden är dock vågexponering en viktig faktor och ett oumbärligt skikt i habitatmodellering av grunda bottnar. Beräkningar av vågexponering finns fritt tillgänglig (som ArcView griddar med 25 m upplösning, i RT90) för hela Sveriges kust. Griddarna är framställda inom ett projekt finansierat av Naturvårdsverket (för info kontakta Cecilia.Lindblad@naturvardsverket.se).

2.1.3 Fosforkoncentration

Koncentrationen av totalfosfor i vikarna har beräknats med hjälp av en avrinningsmodell baserad på Naturvårdsverkets rapport ”Växtnäring – en beräkningsmodell” (Wennerblom & Kvarnäs 1996). Metoden är utvecklad för sjöar och har därför anpassats så att vattenutbytet med kringliggande vatten också tas med i beräkningen (Smaaland 2004). Den här metoden att beräkna fosforkoncentrationen är hämtad från (Smaaland 2004), och den är väl beskriven i bilaga 6.1.

Vi fann att en rad arter endast återfanns i vikar med totalfosforkoncentrationer lägre än ca 25 µg/L. Endast en art, *Ceratophyllum demersum* hornsärv, verkade föredra högre fosfornivåer även om sambandet var inte så tydligt. Förutom växtarterna redovisade i ***Figur 3*** finns arter som inte uppvisar något tydligt samband med fosforkoncentrationen, eller som bara påträffats i enstaka vikar.
Vi kunde inte finna några tydliga samband mellan fosforkoncentrationen och förekomst av fisk.



Figur 3. *Diagram som visar växtarters förekomst i vikar med olika totalfosforkoncentration. En rad arter förekommer uteslutande i vatten med fosforkoncentration lägre än 25 µg/L (grön streckad linje). Röd streckad linje och ^ indikerar otydliga mönster och * indikerar få observationer*. Ca=*Chara aspera*, Cf=*Chara filiformis*, Cd=*Ceratophyllum demersum*, Msi=*Myriophyllum sibiricum*, Mspi=*M. spicatum*, Ppec=*Potamogeton pectinatus*, Pfil=*P. filiformis*, Zp=*Zannichellia palustris*, Call=*Callitriche spp*, Rmar=*Ruppia marina*, Rcirr=*Ruppia cirrhosa*, Fv=*Fucus vesicilosus*.

2.1.4 Muddring

Det fanns ingen signifikant skillnad på antalet arter som förekom i muddrade respektive omuddrade vikar. Däremot var vikar i sena successionsstadier oftare muddrade (gf 67 %, f 55 %, jf 40 %), vilket är naturligt eftersom de generellt har grundare tröskel som kan vara ett problem för båttrafiken. Vi kunde också konstatera att muddrade vikar hade högre beräknad fosforhalt vilket vi tolkade dels som en effekt av att de var senare i successionen, men också för att deras avrinningsområden var mer tättbefolkade. Vi fann en del mönster mellan växtarter och muddring, t.ex. att *Najas marina* havsnajas nästan bara förekom i muddrade vikar vilket vi tolkade som att det egntligen var en effekt av att havsnajas nästan bara fanns i två gloflador. Vi fann också att *Ceratophyllum demersum* hornsärv nästan bara förekom i muddrade vikar, men det kan likväl ha varit en effekt av höga fosforhalter. Under inventeringsarbetet noterades spår av muddring i vikar som inte kommunen noterat som muddrade (A. Sandström muntl.), vilket gör det tveksamt om faktorn kan användas utan kompletterande fältarbete, och vi valde därför att inte använda faktorn muddring i modellen.

2.1.5 Båtar

Effekter av båttrafik på har konstaterats på både vegetation och fisk i tidigare studier (Eriksson et al. 2005, Sandström et al. 2005). Båttrafiken kan påverka delar av en vik, t ex mellan öppningen och bryggan, medan inre delar av viken kan ha fin vegetation. Det är därför inte lämpligt att använda båttrafik som faktor i modellen som bara hanterar hela vikar, men den bör ändå beaktas i

planeringsärenden. Förutom kommunens register kan flygbildstolkningar användas för att lokalisera bryggor (Tullback et al. 2001), och det finns en modell framtagen av Göran Sundblad för uppskattning av båtsvall (Hult 2005).
Vi fann inga effekter på fisk som var tydliga nog för att användas i modellen, varken av båttrafik, båtplatser eller muddring. Det har sannolikt samma förklaring som för vegetation.

2.1.6 Samvarierande faktorer

I Stockholms skärgård finns en gradient från inner- till ytterskärgård som beror av utsläpp och avrinning från land, främst via mälarens utlopp. En rad vattenkemiska parametrar förändras i gradienten och till exempel avtar halterna av totalfosfor och totalkväve ju längre ut i skärgården man kommer. Vattentemperaturen avtar också generellt utåt i skärgården liksom halten av klorofyll *a*, till skillnad från salthalten och siktdjupet som ökar. Vikarna påverkas av dessa faktorer genom sitt utbyte med kringliggande vatten, ju större mynningsarea desto mer. För öppna vikar kan därför läget i skärgården ge en god första indikation om förhållandena i viken medan vikar med trång öppning är starkt påverkade av lokala förhållanden. Vattenkemiska data från en stor mängd positioner i Stockholms skärgård finns att ladda ned via Kustvattenvårdsförbundet hemsida. Fosforhalten i den utanför liggande bassängen (kallat basvärdet) används i modellen för beräknandet av vikens fosfathalt.

2.2 Modellering av naturvärden, och värderingar av naturen

Vi har valt tre sätt att modellera naturvärde; 1) enskilda växtarter, 2) ekologisk status (EQR-värden), och 3) fiskarter, enskilt och som grupp. Diskussioner med referensgruppen har varit viktiga för värderingen av arter och modelleringsupplägget. När det gäller EQR-värden har vi även givit feedback på bedömningsgrunderna till författaren Lena Kautsky, som ingår i referensgruppen.

2.2.1 Växtarter

Många av växtarterna i den här studien är ovanliga, och vi har därför valt att prediktera potentiell förekomst av arter. Det har vi gjort genom att leta tröskelvärden för olika faktorer som anger artens tolerans/preferens för just den faktorn. Idén är alltså att även arter som förekommer infrekvent inom sitt potentiella habitat skall kunna modelleras. Ett alternativ hade varit att modellera sannolikheten att arten skall förekomma, men det har vi bedömt som för svårt att validera. Valideringen av den aktuella modellen är beskriven nedan (2.5). När det gäller värderingen av enskilda växtarter har bedömningsgrunderna använts (ESG I resp. ESG II), och dessa har i stort överensstämt med arbets- och referensgruppens värderingar. Kransalger (*Chara spp*.) och havsnajas (*Najas marina*) har lyfts fram som särskilt viktiga. Vi väntar på resultaten från ett projekt som kommer att belysa vilka växtarter som är viktiga för rekrytering av olika fiskarter, men det fanns dock inte möjlighet att väga in detta i föreliggande arbete.
De viktigaste resultaten för enskilda växtarter var att *Chara tomentosa*, *C. baltica* och *Najas marina* nästan uteslutande återfinns i gloflador, och det finns således en anledning att värdera dessa högt. Vidare återfanns en rad ESG I-arter i huvudsak i vikar med fosforkoncentrationer under 25 µg/L, vilket därmed kan användas som gränsvärde.

2.2.2 EQR-värden

Nya bedömningsgrunder för grunda mjukbottenmiljöer i Östersjön utifrån makrovegetation har utarbetats av Lena Kautsky och Cecilia Andersson på Botaniska institutionen, Stockholms universitet (Kautsky & Andersson 2004). Bedömningsgrunderna utgår ifrån EQR-värdet, ett index som baserar sig på förekomst och täthet av en rad olika växtarter, varav några ökar och några drar ned indexet. Många av arterna höjer indexet så länge de har lägre täckningsgrad än 15 %, och däröver sänker de indexet. Fintrådiga alger, som indikerar näringsrika förhållanden, sänker alltid indexet. De vikar i Värmdö som vi baserar den här studien på inventerades 2001, men då inventerades inte fintrådiga

alger. 2002 gjordes semikvantitativa skattningar av mängden fintrådiga alger, men då inventerades bara tre av vikarna från 2001 igen. Vi har därför gjort EQR-beräkningar utan fintrådiga alger för alla vikar, men för att kunna bedöma hur det påverkat värderingen har vi även gjort EQR-beräkningar med fintrådiga alger från 2002 och jämfört resultaten. En full beskrivning av detta, och alla EQR-värden som vi räknat fram (Haninge, Värmdö, Norrtälje och Österåker) finns i Bilaga 6.3. Som ett förslag har vi även räknat fram EQR-värden som tar hänsyn till variationen av EQR mellan transekter i en och samma vik, och en femgradig totalvärdering (1-5) som tar hänsyn till denna variation. Vikar med för stor skillnad i EQR (ekologisk status) mellan transekter har vi inte ansett möjliga att ge en entydig värdering, och de har då fått värde ”0” (Bilaga 6.3).
EQR-värdet gick inte att modellera direkt i GIS, vilket vi hade hoppats, men det är egentligen inte förvånande. När förhållandena är goda för en art (upp till 15 % täckningsgrad) kan det alltså höja indexet, men sänka det när förhållandena är ändå bättre, och detta är svårt att pricka in i en modell. EQR-värdet är tänkt att ge höga värden för miljöer som liknar referensförhållanden, det vill säga som övervägande har arter som gynnas av näringsfattiga och ostörda förhållanden (Kautsky & Andersson 2004). Vi hade därför förväntat oss att finna ett samband mellan EQR-värde och fosforkoncentration, men det gjorde vi inte. Bedömningsgrunderna är reviderad 2004-11-14, men ännu inte publicerade.

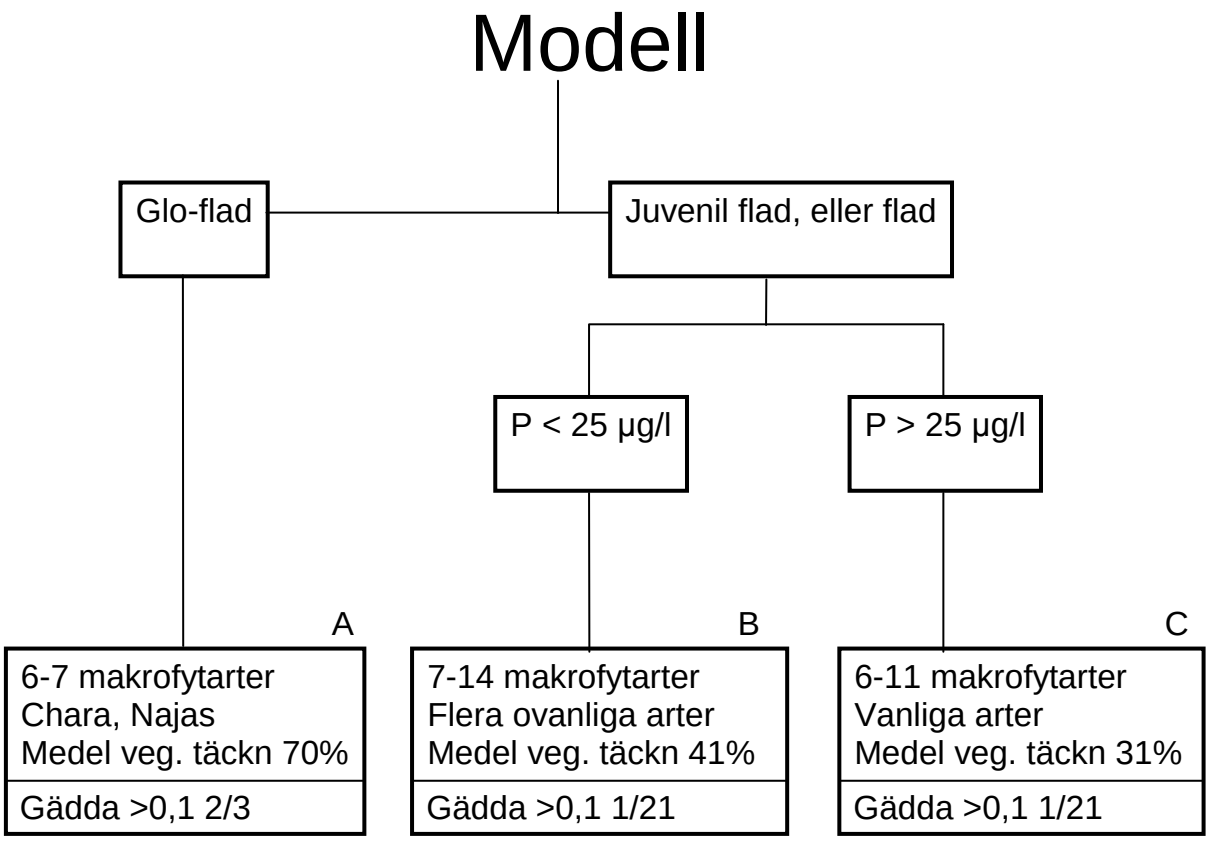
2.2.3 Fisk

De fiskarter som vi ansåg mest relevanta att inrikta oss på i den här studien är de som är mer eller mindre stationära, eller där vikar är en viktig miljö under någon del av livscykeln. Gäddan (*Exos lucius*) är en art som leker tidig om våren på grunda platser där vattnet värms upp först. De studerade vikarna kan förutsättas vara sådana och därför har gäddan specialstuderats. För övriga arter har vi valt att utgå från en uppdelning i tre grupper om hur beroende arten är av vegetation (Sandström et al. 2005), då vi förutsätter att arter som inte uppehåller sig kring vegetation inte heller är knutna till grunda vikar som är typiskt vegetationstäta habitat. Inventeringsdata från de två grupperna med starkast knytning till vegetation summerades och användes här: Grupp 1 uppehåller sig i vegetationen hela första året och använder vegetationen som leksubstrat: mört (*Rutilus rutilus*), gädda (*Exos lucius*), björkna (*Abramis bjoerkna*), braxen (*Abramis brama*), sarv (*Scardinius erythropthalmus*), kantnålar (*Nerophis*/*Syngnatha*) och sutare (*Tinca tinca*); Grupp 2 innehåller arter som antingen använder vegetation som leksubstrat eller uppehåller sig i vegetationen under någon fas det första levnadsåret: abborre (*Perca fluviatilis*), stubbar (*Potamoschistus spp*.), storspigg (*Gasterosteus aculeatus*), elritsa (*Phoxinus phoxinus*), småspigg (*Pungitius pungitius*), och gers (*Gymnucephalus cernuus*).
Slutna vikar med låg topografisk öppenhet (Ea, se 6.1.1 Morfometriska parametrar) och lång utbytestid hade mer fisk av grupperna 1+2. Två av tre glo-flador var utpräglade gäddvikar med tätheter över 0,1 (fångst per ansträngning), vilket till stor del överlappade med fiskgrupperna 1+2.

Slutna vikar med låg topografisk öppenhet (Ea, se 6.1.1 Morfometriska parametrar) och lång utbytestid hade mer fisk av grupperna 1+2. Två av tre glo-flador var utpräglade gäddvikar med tätheter över 0,1 yngel per ansträngning, vilket till stor del överlappade med fiskgrupperna 1+2.

2.3 Konstruktion av modellen

Den slutgiltiga modellen är enkel och hierarkisk i två steg enligt figur: 1) glo-flad eller inte glo-flad, där glo-flad klassas värdekategori A (högst), 2) flador och juvenila flador delas upp efter koncentration totalfosfor: B (under 25 µg/L), och C (över 25 µg/L)(***Figur 4***). Glo-flador (kategori A) värderas högst och förväntas ha vegetation bestående av bland annat kransalger och havsnajas. De förväntas oftare vara gäddvikar och ha annan vegetationsbunden fisk. Skillnaden mellan kategorierna B och C är inte lika stora men B förväntas innehålla fler ovanliga arter, ESG I-arter, och visa mindre tecken på eutrofiering än C. Det är ingen skillnad mellan B och C med avseende på fisk.



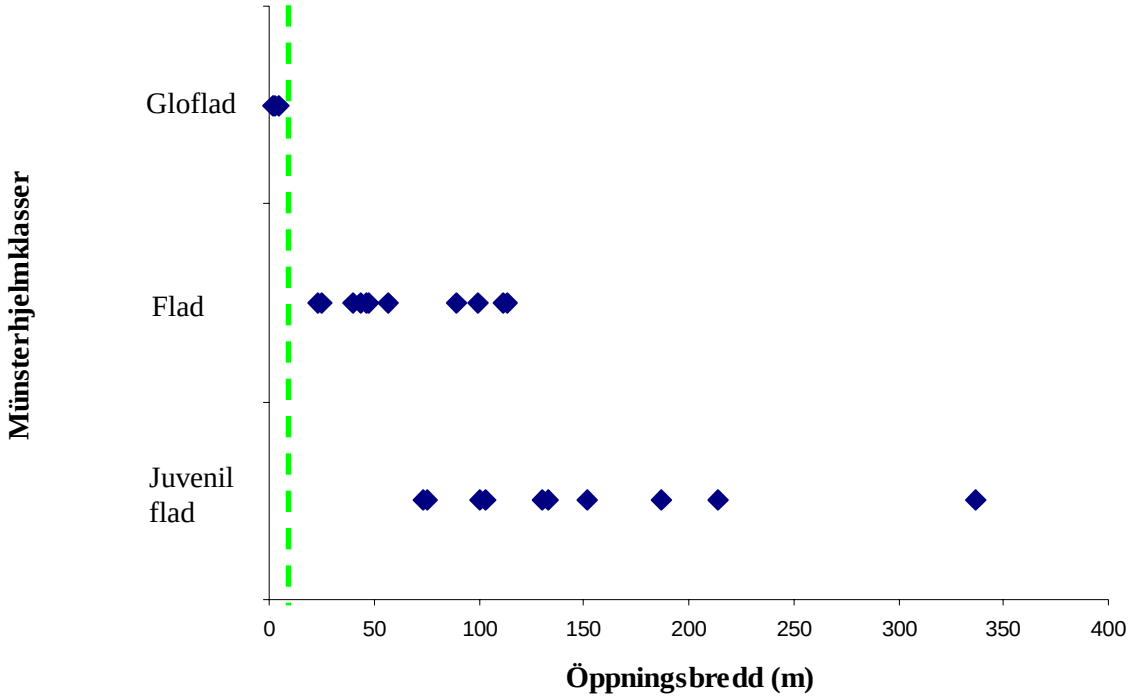
Figur 4. *Modell för uppdelning av grunda skärgårdsvikar i tre kategorierna där A har högst värde, sedan B och sist C. I rutorna för de olika grupperna finns kortfattat karakteristika av vegetationen och tätheten av gädda funnen i de 24 vikar i Värmdö som modellen är baserad på.*

2.4 Anpassa valda faktorer till skrivbordsmodell

För att modellen skall vara användbar för kommuner och andra förvaltare bör den baseras på dataskikt som är allmänt tillgängliga, och det kravet har vi ställt på modellen i den här studien. I den föreslagna modellen måste dels münsterhjelmklass kunna bestämmas utifrån kartparametrar, och dels måste fosforkoncentrationen i vikvattnet kunna uppskattas utifrån kartdata och andra tillgängliga data. I båda fallen krävs det en del förenklingar för att göra detta (se 2.4.1 och 2.4.2), vilket gör att modellen tappar en del prediktionskraft. Det är därför viktigt att validera modellen efteråt, vilket beskrivs nedan (2.5).

2.4.1 Münsterhjelmklasser

Münsterhjelmklasser kan bestämmas utifrån vikens morfometriska parametrar: öppningsdjup, öppningsbredd, och vikens medeldjup (Münsterhjelm 1997, Smaaland 2004). Tyvärr är inte dessa tre pararmetrar möjliga att få fram från sjökort på grund av den ofullständiga karteringen av djupförhållandena i grunda områden utanför farlederna. Ofta är hela viken innanför sjökortens 3 m-kurva, vilket gör att inga relevanta djupdata kan fås fram. För att ändå kunna lösa uppgiften söktes andra metoder för att skilja glo-flador från flador och juvenila flador, och vi fann att öppningsbredden räckte utmärkt för detta. Glo-fladorna hade mynningsbredder mellan 2-5 m, vilket skilde dem från flador som hade 23-113 m, och juvenila flador som hade 75-337 m breda öppningar (***Figur 5***). I modellen valdes en öppningsbredd på 10 m som gränsvärde för att skilja glo-flador från övriga vikar.



Figur 5. *Sambandet mellan vikens mynningsbredd och münsterhjelmkategori. Samtliga glo-flador har en öppningsbredd mindre än 10 m (grön streckad linje), vilket skiljer dem från flador och juvenila flador.*

2.4.2 Totalfosforkoncentration

För att kunna beräkna fosforkoncentrationen i viken krävs en rad morfometriska mått (för detaljer se bilaga 6.1). Två av dessa, mynningsarea och vikens medeldjup, är relaterade till djup och kan därför inte fås från sjökort enligt resonemang i stucket ovan. Vi har därför tagit fram följande förslag på alternativa sätt att uppskatta värdet av dessa parametrar, och gjort en utvärdering av resultatet.

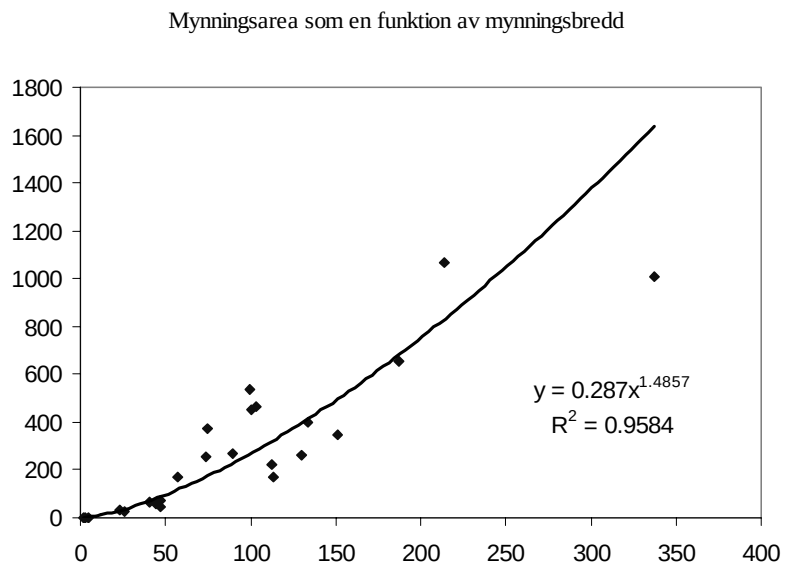
Mynningsarea
Mynningsarean är en parameter som bland annat används för beräkningen Topografisk öppenhet (Ea), som i sin tur används för beräkning av vattenutbytet mellan viken och vattenmassan utanför. Mynningsarean beräknas som

Mynningsarean = Mynningsbredden * Mynningens medeldjup

Mynningens medeldjup är dock ett mått som normalt saknas eftersom sjökorten är för dåliga för att kunna utläsa den uppgiften. För att lösa det kan man göra en schablonmässig uppskattning utifrån mynningsbredden eftersom dessa parametrar normalt korrelerar. Den föreslagna formeln är framtagen utifrån 24 vikar i Värmdö kommun.

Mynningsarea = 0,287 * Mynningsbredd^1,4857

För vikarna i Värmdö kommun hade vi även tillgång till uppmätta värden på mynningsarean och kunde därför beräkna hur stort felet kan bli om formeln används istället för mätvärden. Förklaringsgraden $R^2 = 0,95$ vilket tyder på god överensstämmelse, men maxfelet var relativt stort: 0,5x – 1,9x där x är det uppmätta värdet. Felet blev dock inte så stort när värdena användes i beräkningsmodellen (se nedan).



Figur 6. *Sambandet mellan mynningsbredd (x-axeln) och mynningsarea (y-axeln) från 24 vikar i Värmdö kommun.*

Vikens medeldjup
Detta värde används till att fastställa vikens volym, och därmed vattnets utbytestid. Medeldjupet kan knappast tas fram från sjökortsdata eftersom oftast hela viken ligger inom 3 m –kurvan. För att skapa en schablonmetod har vi provat om medeldjupet korrelerar med någon kartparameter, men funnit att det inte gör detta. Därefter har vi provat att använda ett schablonvärde och funnit att medianvärdet 1,5 m var rimligt att använda för värmdövikarna. Maxfelet var relativt stort: 0,5x – 2,0x där x är det uppmätta värdet, men felet blev inte så stort när värdena användes i beräkningsmodellen (se nedan).

Uppskattat fel i beräkningsmodellen
För värmdövikarna har vi tillgång till uppmätta värden så att vi kan beräkna hur stort felet i fosforkoncentration blir när de föreslagna schablonmetoderna används. Medelfelet blev 5.4 % ±7.4 st.av. jämfört med när uppmätta värden används och maximalt sammanlagt fel av faktorerna blir 25 %. Maximalt fel kan det bli när de båda schablonvärdena är stora och går ”åt var sitt håll”. Att felet inte blir större beror på att flera faktorer (bassängens basvärde, tillförsel från land och punktkällor) inte påverkas av felen i schablonvärdena. Vår bedömning är att schablonerna därför kan användas i detta sammanhang utan alltför stor inverkan på resultatet.

2.5 Validering av modellen

Modellen validerades genom att köra den i 28 nya vikar i Norrtälje (7) och i Österåker (21). Vikarna var inventerade 2001 i samma projekt och med samma metoder som vikarna vi använt vid uppbyggandet av modellen. Tyvärr visade det sig att det inte fanns några glo-flador (öppningsbredd <10m) i materialet, och bara en vik med fosforkoncentration >25 µg/l. Valideringen blev därför inte så fullständig som vi hade önskat. Under dessa premisser utföll valideringen så att 90 % av växtobservationerna blev gjorda i de vikar där de predikterats, vilket är mycket högt.

Tabell 2. *Validering av modellens prediktionsförmåga. Valideringen utförs genom att man beräknar hur ofta de olika arterna återfinns i den kategori vikar som modellen predikterat, det vill säga i vikar med fosforhalt över (C) respektive under (B) 25 µg/l.*

Valideringsarter	**Rätt**	**Fel**
Chara aspera	100 %	0 %
Chara filiformis	100 %	0 %
Ceratophyllum demersum	0 %	100 %
Myriophyllum sibiricum	-	-
Myriophyllum spicatum	100 %	0 %
Potamogeton pectinatus	96 %	4 %
Potamogeton filiformis	100 %	0 %
Zannichellia palustris	100 %	0 %
Callitriche	100 %	0 %
Ruppia maritima	100 %	0 %
Ruppia cirrhosa	100 %	0 %
Fucus vesiculosus	96 %	4 %
Totalt	**90 %**	**10 %**

3. Diskussion

Miljön under ytan är inte på långt när lika väl känd och beskriven som landmiljön, och ofta märker vi förändringarna först när de är mycket omfattande. Vi behöver därför fortsätta att studera naturen under ytan för att bygga upp vår kunskap kring ostörda miljöer, liksom effekterna av olika störningar. Vi kan dock inte vänta med åtgärder tills vi kan beskriva allt, i viss mån bör man också agera utifrån dagens kunskapsnivå och tillgängliga dataset. Den beskrivna metoden är tänkt som en hjälp att finna vikar med höga naturvärden, och för att kunna skydda dem medan naturvärdena består. Det finns åtskillig förbättringspotential i modellen, men redan nu fyller den en funktion. Bland annat kommer möjligheterna att modellera kustmiljöer att öka om vi får tillgång till bättre djupdata än dagens sjökort, till exempel batymetriska kartor uppmätta med flerstråligt ekolod (multi-beam).

Olika organismer responderar olika snabbt på förändrade näringsförhållanden och temperatur, där växtplankton har den snabbaste tillväxten. Fintrådiga alger har en snabbare tillväxt än fleråriga alger och kan vid gynsamma förhållanden snabbt öka i biomassa. Sammansättningen och biomassan av växtarter varierar därför över året och mellan år. Det återstår ännu mycket forskning innan det går att förklara denna dynamik eftersom den beror på både artspecifika och generella egenskaper hos arterna, och arternas interaktion med varandra och den fysiska miljön. Årsdynamiken av fosforkoncentrationen i vikarna har inte beaktats i denna studie utan avrinningsberäkningarna ger ett värde som kan betraktas ett medelvärde över längre tid. All denna variation finns naturligtvis inte fångad i modellen, därför skall modelleringsresultatet tolkas med en viss försiktighet och prediktionen av arternas utbredning betraktas som potentiell.

Värderingen av den marina miljön kan göras på många sätt. I bedömningsgrunderna (Kautsky & Andersson 2004) har utgångspunkten varit att ostörda miljöer överlag skall värderas högt, och därför valt att inkludera täckningsgraden av arterna. Ett alternativt synsätt hade varit att värdera ovanliga arter högt, vilket lett till att förekomst av rödlistade arter hade givit viken ett högt värde. En alternativ värdering skulle kunna utgå ifrån vikens produktionskapacitet som rekryteringsmiljö för fiskarter som uppskattas av fritidsfisket, eller så kan fiskarter värderas utifrån ovanlighet eller sårbarhet. I den här studien har vi förankrat värderingar i möten med referensgruppen. Vi har även använt, analyserat och föreslagit förändringar till bedömningsgrunderna (se bilaga 6.3), och hoppas att vi bidragit till bedömningsgrundernas slutliga utseende.

Av de tre glo-fladorna i Värmdömaterialet (kategori A) får två (Roskärsfladen och Maren) den högsta statusen (5) enligt totalvärderingen, och en vik (Norrviken, Fågelbrolandet) får obestämd status (0) på grund av stora skillnader mellan transekter. De tre juvenila fladorna och flador med fosforkoncentration över 25 µg/liter (kategori C) fick varierande status i totalvärderingen; Västergården (6), Västerviken (4) och Älvsalaviken (2). Älvsalaviken får i alla värderingar det lägsta värdet (EQR 0,25 = otillfredsställande, kategori C, totalvärde 2). För övriga 18 vikar (kategori B) varierar EQR-statusen från måttlig till hög, och totalvärdena från 4-5 samt en del obestämda (0). Generellt är värderingarna av vikarna ganska höga vilket är rimligt eftersom vikurvalet inte är slumpmässigt och mer påverkade vikar undvikits i inventeringen. Detta gäller även för de vikar i Österåker och Norrtälje som använts för validering av modellen där samtliga vikar utom en (Ö Västerholmen, N Grinda, Österåker) hade fostorkoncentrationer under 25 µg/L.

Utan vidare anpassning bör den framtagna metoden fungera i Södermanland-Upplands kustområden, och med mindre justeringar även söderut längs med Östersjökusten, och i Åland och Skärgårdshavet. Metoden kan även anpassas för andra arter och blir då användbar t.ex. på västkusten, i Bottenviken eller längst kuststräckor i andra länder kring Östersjön. Den föreslagna modellen samt övriga erfarenheter inom projektet kommer också att användas och vidareutvecklas inom dels det Svensk-Finska naturvårdsprojektet ”Fiskyngelproduktion i grunda havsvikar” samt det nystartade kartläggningsprojektet BALANCE som omfattar hela Östersjö-regionen.

4. Informationsspridning

Ett möte hölls med referensgruppen i september 2004, och kontakterna har varit täta i olika sakfrågor under projektets gång. Ett seminarium med berörda och intresserade anordnades i RTKs lokaler 23 maj, 2005. Projektet har även presenterats på workshops i Norge och Finland. Rapporten och associerade datafiler finns tillgängliga för kostnadsfri nedladdning på NIVA:s hemsida, www.niva.no.

5. Referenser

Aarnes Halvor, 2005, Botanisk og plantefysiologisk leksikon, Oslo universitet, 2005-04-15, http://biologi.uio.no/plfys/haa/leks/v/vegetasjonsanalyse.htm

Anon 2001, Regional utvecklingsplan 2001 för Stockholmsregionen, Regionplane- och trafikkontoret, Program och förslag 1-2001, 128 sidor, ISSN 1402-1331

Appelgren, K. (2000) Makrofytutbredningen och inverkan av omgivningsfaktorer i grunda havsvikar i norra östersjön. Pro gradu-avhandling. Miljö- och marinbiologi, inst. för biologi, Åbo akademi.

Appelgren, K & Mattilla, J (2005) Variation in vegetation communities in shallow bays of the nortern Baltic Proper, Aquatic Botany, 83:1-13

Areskoug, H. 1993, Nedfall av kväve och fosfor till Sverige, Östersjön och Västerhavet, SNV Rapport 4148, ISBN 91-620-4148-7

Blindow, I. (1994) Sällsynta och hotade kransalger i Sverige. – Svensk Bot. Tidskr. 88: 1-65

Blomquist, E.M. 1984, Changes in fish communty structure and migration activity in a brackish bay isolated by land upheaval and reverted by dredging ,Ophelia Suppl. 3: 11-21

Borum, J., Geertz-Hansen, O., Sand-Jensen, K. & Vium-Andersen, S. (1990) Eutrofiering-effekter på marine primaerproducenter. – NPO-forskning fra miljöstyrelsen, Nr. C3, Miljöminesteriet, Köbenhavn.

Cambridge, M.L & McComb, A.J. (1984) The loss of seagrasses in Cockburn Sound, western Australia. I. The time course and magnitude of seagrass decline in relation to industrial development. – Aquat. Bot. 20: 229-243.

Dahlgren, S. & Kautsky, L. (2001) Förslag till bedömningsgrunder för skärgårdsflador. Botaniska institutionen, Stockholms Universitet.

Dahlgren, S. & L. Kautsky (2004). "Can different vegetative states in shallow coastal bays of the Baltic Sea be linked to internal nutrient levels and external nutrient load?" Hydrobiologia 514(1): 249-258.

Duarte, C.M. (1995) Submerged aquatic vegetation in relation to diffrent nutrient regimes, - Ophelia 41: 87-112

Eriksson, B. K., A. Sandström, M. Isæus, H. Schreiber & P. Karås (2004). "Effects of boating activities on aquatic vegetation in the Stockholm archipelago, Baltic Sea." Estaurine, Coastal and Shelf Science 61(2): 339-349.

Fagergren, C. 1991, Trösklade havsvikar i Stockholms län, Länstyrelsen i Stockholms län, Rapport 1991:9, ISSN 100-4533

Gärdenfors, U. (red.) (2000) The redlist of Swedish species 2000. Artdatabanken, SLU, Uppsala

Hammersland, J., A. Totschnig & A. Sandström 2005, Bedömning av skyddade grunda havsvikars naturvärden. Länstyrelsen i Stockholms län, Rapport 2005:3, ISBN 91-7281-162-5

Hult, A. 2005 Factors affecting plant species composition on shores – A study made in the Stockholm archipelago, Sweden, Licentiatavhandling, Botaniska inst. Stockholms universitet, Plant and Ecology 2005/01

Ingmar, T. & Willén, T. (1980) ”Utålskedjan” – naturinventering av ett vattensystem i Norrtälje kommun – Meddel. Växtbiol. Inst., Uppsala 1980(2): 1-106.

Isæus, M. 2004, Factors structuring *Fucus* communities at open and complex coastlines in the Baltic Sea, Dr. thesis, Botaniska inst., Stockholms universitet, 40s, ISBN 91-7265-846-0

Karås, P. 1999, Rekryteringsmiljöer för kustbestånd av abborre, gädda och gös, Fiskeriverket rapport (1999) 6:31-65, ISSN 1104-5906

Kautsky, L & C. Andersson 2004, Framtagning av en ny bedömningsgrund för grunda mjukbottenmiljöer i Östersjön – Makrovegetation, rapport till Naturvårdsverket reviderad 2004-11-14.

Kemp, W.M., Twilley, R.T., Stevenson, J.C., Boynton, W.R. & Means, J.C. (1983) The decline of submerged vascular plants in upper Chesapeake bay : Summary of results concerning possible causes. – Marine Techn. Soc. J. 17: 78-89

Lindblad, C., J. Bergstedt & U. Kautsky 1998, Miljöbeskrivning av kustvattnet i Haninge och Nynäshamns kommuner, 72 sidor.

Lindholm, T. & Rönnberg, O. (eds)(1985) Archipelago waters of NW Åland. Husö biologiska station, Åbo akademi.

Lindholm, T. (1991) Från havsvik till insjö. Miljöförlaget. Åbo

Mattisson A. 2004, Strandexploatering i Stockholms län - Mälaren och Östersjön, Miljöinformationsenheten, Länstyrelsen i Stockholms län, Rapport 2004:05, ISBN 91-7281-130-7

Münsterhjelm, R. 1997, The Aquatic macrophyte vegetation of flads and gloes, S coast of Finland. Acta Bot. Fennica 157: 1-68

Nienhuis, P.H. (1983). Temporal and spatial patterns of eelgrass (*Zostera marina* L.) in a former estuary in the Netherlands, dominated by human activities. – Marine Techn. Soc. J. 17: 69-77.

Orth, R.J. & Moore, K.A. (1983) Chesapeake Bay: an unprecedented decline in submerged aquatic vegetation. – Science 222: 51-53.

Rönnberg, O. 1986, Vegetationsklädda bottnar - Viktiga produktionsområden i våra skärgårdsvatten., Skärgård 3: 43-49.

Sand-Jensen, K. & Borum, J. (1991) Interactions among phytoplankton, perphyton, and macrophytes in temperate freshwaters and estuaries. – Aquat. Bot. 41: 137-175.

Sandström, A., B. K. Eriksson, P. Karås, M. Isæus & H. Schreiber(2005). "Boating activities influences the recruitment of near-shore fishes in a Baltic Sea archipelago area." Ambio 34(2): 125-130.

Schreiber, H. 2003, Skyddsvärda grundområden i Svealands skärgårdar, Länstyrelsen i Stockholms län, Rapport 2003:5, ISBN 91-7281-081-5

Sheperd, S.A., McComb, A.J., Bulthius, D.A., Neverauskas, V., Seffensen, D.A. & West, R. (1989) Decline of seagrasses. – In Larkum, A.W.D., McComb, A.J. & Sheperd, S.A (eds.) : Biology of seagrasses. A treatise on the biology of seagrasses with special refernce to the Australian region, pp. 346-393. Elsevier, Amsterdam.

Smaaland, J 2004, Effects of phosphorous load by water run-off on submersed plant communities in shallow bays in the Stockholm archipelago, Plant & Ecology 2004/5, Botaniska inst., Stockholms universitet, ISSN 1651-9248

Sundblad, G. 2003, Using GIS to similate and examine effects of wave exposure on submerged macrophyte vegetation, Plant & Ecology 2003/5, Botaniska inst., Stockholms universitet, ISSN 1651-9248

Sundberg, K., 1995, Vad innehåller avlopp från hushåll? : näring och metaller i urin och fekalier samt i disk-, tvätt-, bad- och duschvatten, Naturvårdsverket rapport 4425

Tullback, K., M. Kilnäs & I. Schönfeldt 2001 Fysisk störning av stränder – Metodstudier för övervakning av exploateringsgraden, Länstyrelsen i Stockholm, Rapport 2001:22

Wallentinus, I. (1979). Environmental influences on benthic macrovegetation in the Trosa - Askö area, northern Baltic Proper, II. The ecology of macroalgae and submersed phanerogams. Stockholm, Stockholm University.

Wallentinus, I. (1981) Phytobenthos. In Melvasalo, T., Pawlak, J., Grasshoff, K., Thorell, L. & Tsibian (eds) Assesment of the effects of pollution on the natural resources of the Baltic Sea. Pp. 322-342. Baltic Sea Environment Protection Commission, Helsinki.

Wallström, K. & Mattila, J. (red) (2000) Miljötillstånd i grunda havsvikar, Beskrivning av vikar i regionen Uppland-Åland-sydvästra Finland samt utvärdering av inventeringsmetoder, Stencil NR 18. Upplandsstiftelsen

Wennerblom, T., H. Kvarnäs 1996, Växtnäring – en beräkningsmodell, Naturvårdsverket rapport 4490

Weppling, K. & Lindholm, T. (1983) En Brackvattensjö med unik biologi. – Svensk Bot. Tidskr. 77: 151-155.

Örnstedt, I. 2003, Sjöar, vattendrag och kustvatten i Värmdö kommun, Värmdö miljökontor, ISBN 91-631-3328-8

6. Bilagor

6.1 Handledning och metodik

I detta avsnitt finns en komplett beskrivning av alla delmoment i modellen. För att beräkna koncentrationen av totalfosfor i vikarna har en mängd data använts i en beräkningsmodell baserad på Wennerblom & Kvarnäs (1996). Hänvisningar som visar var värden skall föras in i beräkningsmodellen finns inom parantes efter styckena. Beräkningsmodellen utgörs av ett excel-ark som kan laddas ned från NIVA:s hemsida www.niva.no.

6.1.1 Morfometriska parametrar

Mynningsbredd
Mynningsbredden skall mätas vid tröskeln i vikens öppning om det finns en sådan, annars väljer man en mätplats som ger ett bra mått på vikens öppenhet mot vattnet utanför. Mätningen görs lämpligen i det digitala sjökortet.
(Mynningsbredden (m) skrivs in i cell C12 i beräkningsmodellen)

Mynningsarea
Mynningsarean är en parameter som bland annat används för beräkningen Topografisk öppenhet (Ea), som i sin tur används för beräkning av vattenutbytet mellan viken och vattenmassan utanför. Mynningsarean beräknas som

Mynningsarean = Mynningsbredden * Mynningens medeldjup

Mynningens medeldjup är dock ett mått som normalt saknas eftersom sjökorten är för dåliga för att kunna utläsa den uppgiften. För att lösa det kan man göra en schablonmässig uppskattning utifrån mynningsbredden eftersom dessa parametrar normalt korrelerar. Den föreslagna formeln är framtagen utifrån 24 vikar i Värmdö kommun.

Mynningsarea = 0,287 * Mynningsbredd^1,4857

För värmdövikarna hade vi även tillgång till uppmätta värden på mynningsarean och kunde därför beräkna hur stort felet kan bli om formeln används istället för mätvärden. Förklaringsgraden $R^2 = 0,95$ vilket tyder på god överensstämmelse, men maxfelet var relativt stort: 0,5x – 1,9x där x är det uppmätta värdet. Felet blev dock inte så stort när värdena användes i beräkningsmodellen (6.1.7). I beräkningsmodellen finns formeln inskriven.
(Ersätt formeln i C16 med ett eventuellt uppmätt värde för mynningsarean (m^2), låt annars formeln stå kvar)

Vikens medeldjup
Detta värde används till att fastställa vikens volym, och därmed vattnets utbytestid. Medeldjupet kan knappast tas fram från sjökortsdata eftersom oftast hela viken ligger inom 3 m –kurvan. För att skapa en schablonmetod har vi provat om medeldjupet korrelerar med någon kartparameter, men funnit att det inte gör detta. Därefter har vi provat att använda ett schablonvärde och funnit att medianvärdet 1,5 m var rimligt att använda för värmdövikarna. Maxfelet var relativt stort: 0,5x – 2,0x där x är det uppmätta värdet, men felet blev inte så stort när värdena användes i beräkningsmodellen (6.1.7).
(Ersätt värdet i C14 av ev. uppmätt värde, låt annars 1,5 stå kvar)

Vattnets utbytestid och topografisk öppenhet
Topografisk öppenhet (*Ea*) beräknas som

$$Ea = 100 * \frac{At}{Ab}$$

Där *At* är vikens öppningsarea (km^2), och *Ab* är vikens area (km^2)

Vattnets utbytestid beräknas sedan med formeln

$$\ln Ty = -4.33 * \sqrt{Ea} + 3.49$$

där *Ty* är utbytestiden i dagar, och *Ea* är topografisk öppenhet (index) (Pilesjö et al. 1991).

(Dessa uträkningar görs i Beräkningsmodellen)

6.1.2 Avrinning

Avrinningsområden för varje vik definierades med hjälp av en höjdmodell i ArcView 3.2. Höjdkurvor med 5 m ekvidistans från kommunerna användes till att interpolera en grid 5 m cellstorlek, som sedan transformerades till en TIN (triangular irregular network). Vikens strandlinje definierades som ”sink” för beräkningen av avrinningsområdets utbredning, och strandlinjen sammanknöts med en linje i vikens öppning för att beräkningarna skulle bli korrekta. Skriptet som användes till detta moment var ”water-runoff/Delineation” vilket laddades ned från ESRI:s hemsida www.esri.com/arcscripts. Skriptet utgår från höjdvärden och lutningar och resultatet blir en polygon över avrinningsområdet.

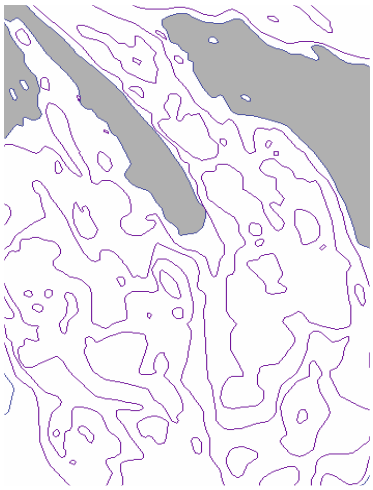


Figure W. *Höjdkurvor med 5 m ekvidistans användes för modellen.*

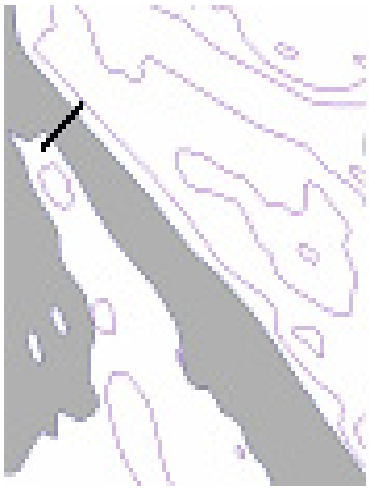


Figure Z. *Strandlinjen sammanknöts med en linje i vikens öppning för att beräkningarna skulle bli korrekta*

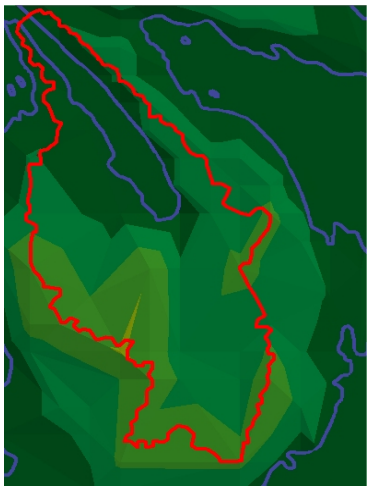


Figure U. *En DEM (digital höjdmodell) konstruerades av höjdkurvorna. DEMen anvädes sedan för att beräkna avrinningsområdet.*

6.1.3 Beräkning av markklasser och punktkällor inom avrinningsområdena

För att beräkna ytorna av olika markklasser inom avrinningsområdena användes den digitala versionen av gröna kartan. Först måste kartan ”rensas” så att text och annan ovidkommande information avlägsnas. Denna process finns beskriven i 6.1 Kartrensning. De sammanlagda areorna (ha) för varje markklass beräknades genom en överläggningsanalys av den rensade kartan och avrinningsområdet. (Areorna förs in i beräkningsmodellen cell D21 till D27, enhet hektar)

Data på punktkällor fick vi direkt från kommunerna, och i dessa fall rörde det sig bara om enskilda avlopp från hushåll. Hushållen delades upp i permanentboende och fritidsboende (två personer per dygn i fastigheten) som antogs nyttja avloppet 365 respektive 30 dagar per år, och bidragande med 2.11 g P/persondygn (Sundberg 1995).
(Antal fritidshushåll förs in i D30, och antal permanentboende i D31 i beräkningsmodellen)

Som schablon för rening kan svenska medelvärden från Wennblom och Kvarnäs (1996) användas, men vi använde data från kommunerna:

Ej godkänd rening	40 %	(där 5,7 % har 0 % reningsgrad, och 34,3 % har 12,5 % reningsgrad)
Godkänd rening.	60 %	(reningsgrad 57,5 %)

Värdena för respektive vik (antal fritids- och permanenthushåll, bassängens basvärde vikens area

6.1.4 Nederbörd, avdunstning och avrinning

Avrinningen beräknas som nederbörden minus avdunstningen (evapotranspirationen). Årsmedelvärden på nederbörd och avdunstning för den senaste 30-årsperioden finns i Sveriges nationalatlas. Värden för det aktuella området är 750 mm respektive 400 mm. (Värdena är inskrivna C8 och C9 i Beräkningsmodellen)

6.1.5 Basvärde

Fosforhalten i ytvattnet i vattenmassan utanför viken kallas här basvärde. Dessa värden har fåtts från Örnstedt (2003) samt direkt från kommunkontoren.
(Värdet (µg/l) förs in i cell C38 i beräkningsmodellen)

6.1.6 Luftdeposition

En del fosfor deponeras direkt från luften, speciellt vid regn. I den här studien använde vi Sveriges genomsnittliga årsvärde 0,075 kg/ha vilket inkluderar både våt och torr deposition (Areskoug 1993).
(Värdet är inskrivet i Beräkningsmodellen i cell C39)

6.1.7 Utvärdering av använda schabloner i beräkningsmodellen

För värmdövikarna har vi tillgång till uppmätta värden så att vi kan beräkna hur stort felet i fosforkoncentration blir när de föreslagna schablonmetoderna används. Medelfelet blev 5.4 % ±7.4 st.av. jämfört med när uppmätta värden används och maximalt sammanlagt fel av faktorerna blir 25 %. Maximalt fel kan det bli när de båda schablonvärdena är stora och går ”åt var sitt håll”. Att felet inte blir större beror på att flera faktorer (bassängens basvärde, tillförsel från land och punktkällor) inte påverkas av felen i schablonvärdena. Vår bedömning är att schablonerna därför kan användas i detta sammanhang utan alltför stor inverkan på resultatet.

6.2 Kartrensning

Vill man göra analyser på exempelvis den digitala gröna kartan kan det vara lämpligt att ”rensa” kartan på onödig information, alltså ta bort vägar, hus, text etc. Detta låter sig göras ganska lätt i både ArcView och Idrisi, båda metoderna förklaras nedan. Principen i båda programmen är ungefär densamma. Den information man vill ta bort får ett nytt värde (Idrisi=0 ; ArcView=No Data) och sedan låter man programmet titta på pixlarna närmast de borttagna pixlarna för att därigenom fylla i de hål som uppstått i kartan. Resultatet blir ganska likt i båda programmen, men notera att resultat kan variera beroende på vilka parametrar man tar med, ofta kan exempelvis mindre öar försvinna om strandlinjen sätts till ”0” eller ”no data”. Ett annat exempel är text eller bokstäver som ligger över en gräns, låt oss säga mellan åker och öppen mark, där efter rensningen en eller flera pixlar kan hamna i ”fel” kategori. Dock är ju alla kartor generaliseringar, poängen är dock att kartan blir än mer generaliserad varje gång den modifieras vilket bör beaktas.

6.2.1 ArcView 3.x

Till att börja med måste man i ArcView ha extension ”Spatial Analyst” se till att denna extension är vald.
I ArcView måste man importera kartan i .tif format. Se till att bilden är georefererad! (d.v.s. att bilden har korrekt positionering enligt rikets nät eller vilket positionerings system man nu väljer att använda.)
*Gör om bilden till en Grid
*Kör Map Query

ArcView bör klasserna i den digitala gröna kartan fördela sig enligt följande:

2 = Öppen Mark
3 = Åker
4 -10 = Skog
11 – 15 = “Gles Skog” (Hygge)
16 – 20 = “Blå Myr” (Svårframkomlig sankmark)
21 = “Brun myr” (Sankmark)
22 – 31 = Gles Bebyggelse
32 = Industri
33 = Tät Bebyggelse
34 – 40 = Vatten
41 –50 = Landlinje & Mindre vattendrag såsom Åar och Bäckar
51 – 61 = Större Vägar
62 – 70 = mindre vägar, stigar, hus, utsiktspunkter etc.
71 = gränslinjer ex. kommungränser
72 – 90 “Blå text” djupangivelser i vatten, namn på sjöar vikar fjärdar etc.
91 = Svart text, lokala namnangivelser.
No Data = No Data

*”Reclassify” – no data
(Alltså ange “No Data” för icke önskvärda delar av kartan, ex: 91 = No Data)

*”Assign Proximity”

Klart!

6.2.2 Idrisi

Har du flera lager kan det vara lämpligt att göra en korrespondensfil, (Data Entry/Edit) där du anger gamla och nya hörnpunkter.

Exempel på korrespondens filer (.cor) :

```
4                    alternativt    4
1545000 6555000 1545000 6555001          0 0 0 0
1545000 6570000 1545000 6570001          0 1 0 1
1570000 6555000 1570000 6555001          1 0 1 0
1570000 6570000 1570000 6570001          1 1 1 1
```

Sampla om kartan så att den passar övriga lager, (Reformat/Resample) med hjälp av .cor filen du just skapat.

Omnumrera den omsamplade kartan (Analysis/Database Query/Reclass) så att text, vägar etc. får värde noll.

Kör (Analysis/Distance Operators/Distance) på den omklassade bilden och sedan (Analysis/Distance Operators/Allocate)

den nya kartan utan vägar text etc får värdena:
1=öppen mark
2=åker
3=skog
4=gles skog (hygge)
5=”blå myr” (svårframkomlig sankmark)
6=”brun myr” (sankmark)
7=urbana områden
8=vatten

6.3 Värderingar av ekologisk status enligt nya bedömningsgrunder

Kautsky & Andersson (2004) föreslår att vikarnas ekologiska status värderas utifrån skillnaden av förekomst av två grupper av växter. De två grupperna är:

- ESG1 (ekologisk status grupp 1) - arter som anses indikera god status, och
- ESG2 – arter som indikerar låg ekologisk status (d.v.s. arter som gynnas av höga koncentrationer av närsalter, eller som anses som problematiska om de förekommer i höga tätheter)

Baserat på täckningsgraden av arter tillhörande de två grupperna beräknas en ”Ekologisk kvalitetskvotient” (EQR) i enligt följande formel:

EQR = (täckningsgrad ESG1 arter – täckningsgrad ESG2 arter) / (täckningsgrad ESG1 + täckningsgrad ESG2)

Kautsky & Andersson (2004) har satt följande EQR-gränsvärden för ekologisk status:

1	-	0,75	hög status / referensförhållanden
0,74	-	0,5	god status
0,49	-	0,25	medelgod status
0,24	-	0,10	otillfredsställande
< 0,9			dålig status[1]

De föreslår att medelvärden av EQR för området baserat på medelvärdet för alle transekterna i området (for exempel viken) för att beteckna områdets ekologiska status.

Värderingen av vikarnas ekologiska status i detta arbete är baserat på två dataset:

- ett från 2001 utan information om täckningsgrad av trådformade alger,
- ett från 2002 som också inkluderar en semikvantitativ bedömning av täckningsgrad n till trådformade alger (TA)

Det förste datasetet (2001) blev valt då det var det mest omfattande datasetet (45 vikar, 4997 rutor med ESG1 eller ESG2 arter). Det andra datasetet (2002, 25 vikar, 703 rutor med ESG1 eller ESG2 arter) används för att ge en värdering av betydelsen av att inkludera trådformiga alger i värderingen av ekologisk status. (En del rutor måste exkluderas från analysen då de inte innehöll några ESG1 eller ESG2 arter.)

Utöver att beräkna genomsnittligt EQR-värde för vikarna baserat på Kautsky & Anderssons formel, har vi också beräknat EQR-värdenas standardavvikelse för att kunna värdera den ekologiska statusen utifrån värdenas spridning.

Genom att inkludera trådformiga alger (2002 års data) har vi också sett på inflytandet av att tolka den semikvantitativa uppskattningen av de trådformiga algernas täckningsgrad som *låg* kontra *hög*.

[1] I rapporten är lägsta EQR-värde satt till 0. Vi har valt att tolka det så att negativa värden (dvs när täckningsgraden av ESG2 är större än täckningsgraden av ESG1) också innebär dålig ekologisk status.

Täckningsgraden av trådformiga algerna var inventerat enligt en femgradig semikvantitativ skala. Den semikvantitativa uppskattningen är översatt till procent täckningsgrad for *låg* respektive *hög* täckningsgrad i enlighet med (Aarnes 2005) (Tabell 1).

Tabell 1. *Den semikvantitativa uppskattningen av täckningsgraden av trådformiga alger (TA) och översättningen av dessa till procent täckning för låg respektive hög värdering av TA värdena. (Baserat på Hult-Sernanders 5-gradiga skala (Aarnes 2005)).*

	Värde	Låg TA	Hög TA
Ingen	0	1 %	8 %
Liten	2	8 %	16 %
Ganska riklig	3	16 %	25 %
Riklig	4	25 %	50 %
Kvävande	5	50 %	100 %

Tabell 2 ger en översikt över arterna som ingår i materialet och vilken ekologisk statusgrupp de olike arterna tillhör. Några arter, betecknat som grupp 3 i tabellen, faller in under ESG 1 eller ESG2 beroende på täckningsgraden. En täckningsgrad < 15 leder till att arten klassas som ESG1, och täckningsgrad >= 15 leder till att arten klassas som ESG2.

Tabell 2. *En översikt över arterna och vilken ekologisk statusgrupp (ESG) de tillhör, baserat på Tabell 3 i Kautsky & Andersson (2004). ESG 3 arterna faller in under ESG1 när täckningsgraden er mindre 15 %, och till ESG2 när täckningsgraden er större eller lika med 15 %. Ma fanns bara i 2002 materialet.*

Huvudgrupp	**Art (Latinska namn)**	**Förkortning**	**ESG**	**Perennial-P, Annual-A**	**Vattentyp i litt.**	**Palmers trofiindex**
Vass (indeln. efter fysisk struktur)	*Scirpus lacustris*	Sl	-		-	-
	Phragmites australis - bladvass	Pa	-		-	-
Chara / Najas	*Chara aspera*	Ca	1	P	-	8,50
	Chara fragilis	Cf	1			8,50
	Chara baltica	Cb	1	P	-	8,50
	Chara tomentosa	Ct	1	P	-	8,50
	Chara horrida - rödlistad (sårbar)	Ch	1	-	-	8,50
	Chara connivens - rödlistad (sårbar)	C_{conn}	1	(A)	-	8,50
	Chara canescens	Cc	1	A	-	8,50
	Tolypella nidifica	Tn	1	-	-	
	Najas marina	Nm	1	A	-	10,00
Kärlväxter, höga	*Chorda filum*	Cf	2	A	-	-
	Ceratophyllum demersum	Cd	3	P	1,00	10,00
	Myriophyllum	**Ma**	**3**	**P**	**2,00**	**5,50**

	alterniflorum					
	Myriophyllum sibiricum	Msi	3	P	1,00	-
	Myriophyllum spicatum	Mspi	3	P	1,00	10,00
	Potamogeton pectinatus	Ppec	3	P	1,00	10,00
	Potamogeton perfoliatus	Pper	3	P	1,00	7,30
	Ranunculus baudotii	Rb	3	P	-	10,00
	Ranunculus circinatus	Rc	3	P	1,00	10,00
Kärlväxter låga	*Potamogeton filiformis*	Pfil	3	P	1,00	10,00
	Lemna trisulca	Lt	3	A	1,00	10,00
	Vaucheria dichotoma	Vd	2	-	-	-
	Zostera marina	Zm	1	-	-	-
	Zannichellia palustris	Zp	1	-	-	10,00
	Callitriche hermaphroditicum	Call	1	-	-	8,50
	Ruppia maritima	Rmar	1	-	-	-
	Ruppia cirrhosa	Rcirr	1	-	-	-
Fucus	*Fucus vesiculosus*	Fv	1	-	-	-
Grönalger	*Monostroma balticum* *Östersjösallat*	Mb	2	-	-	-

6.3.1 Resultat baserat på 2001 års data utan information om trådformiga alger

Tabell 3 ger en översikt över status för vikarna baserat på beräkning av genomsnittligt EQR-värde för alla rutorna som är analyserade per vik 2001. Det är dessa genomsnittsvärden Kautsky & Andersson (2004) föreslår att använda för att klassificera vikarnas ekologiska status. Baserat på dessa värden får 38 av vikarna ekologisk status ’God’ eller ’Hög’, medan 7 får ekologisk status ’Måttlig’ eller lägre.

Genom att dessutom se på standardavvikelsen (variationen) från det genomsnittliga värdet per vik, ges ytterligare information om den enskilda vikens ekologiska status. Uttrycket *Genomsnittlig EQR – st.avv. EQR*, ger en indikation om lägsta status som är vanlig i viken.

En totalvärdering av genomsnittlig EQR-värde och variationen mellan transekterna för varje vik skulle kunna gruppera vikarna i 6 kategorier; 1 - entydig dålig status, 2 - otillfredsställande till dålig, 3 - dålig till måttlig, 4 – måttlig till god status, 5 - entydig god till hög status, 0 - spretiga data (kräver en närmare granskning av de enskilda transekterna i viken.). Med undantag av vikarna som blev kategoriserat som dålig baserat på genomsnittlig EQR-värde, gick den ekologiska statusen ned ett eller to nivåer för de flesta vikarna, när spridningen av EQR-värden inkluderades. För några av vikarna var variationen så stor att den ekologiska statusen var spridd från hög/god till otillfredsställande/dålig. För dessa vikar är det inte möjligt att sätta en entydig ekologisk status, även om de utifrån en betraktning av medelvärdet (som föreslås av Kautsky & Anderssons) ges ekologisk status ”God”.

Tabell 3. *Status för de 45 vikarna i 2001 års data beräknat enligt Kautsky & Andersson (2004). Status är angett för EQR-medelvärde, och för l EQR-medelvärde – st.avv. av EQR-värdena. Tabellen visar också hur många rutor som är inkluderade i värderingen av status per vik. Baserat på de två beräkningarna av status har vikarna fått en totalvärdering av status; 1 - entydig dålig status, 2 - otillfredställande till dålig, 3 - dålig till måttlig, 4 – måttlig till god status, 5 - entydig god till hög status, 0 - spretiga data (kräver en närmere granskning av de enskilda transekterna i viken.)Rött – måttlig till dålig, Grönt – hög/god till måttlig, svart – obestämd status.*

Vikens namn	Kommun	Typ	Medel EQR	stdev_ EQR	Status (medel EQR)	Status (EQR-stdev)	Antal ruter	Total värdering
Gunnarsholmen	Haninge	referens	0.40	0.40	**Måttlig**	**Otillfr.**	24	4
Oxnö	Haninge	marina	0.91	0.91	**Hög**	**Hög**	28	5
Ramsholmen	Haninge	referens	0.56	0.56	**God**	**Måttlig**	144	4
Fiversättra	Haninge	farled	0.83	0.83	**Hög**	**God**	53	5
NÖ Kymmendö	Haninge	referens	0.58	0.58	**God**	**Måttlig**	58	4
SV Ängsön	Haninge	referens	0.75	0.75	**God**	**Måttlig**	101	4
Tistronskäret	Haninge	referens	0.28	0.28	**Måttlig**	**Dålig**	104	2
Torviken	Haninge	marina	0.80	0.80	**Hög**	**Måttlig**	99	4
Ö Kymmendö	Haninge	referens	0.38	0.38	**Måttlig**	**Otillfr.**	41	3
Räknöviken	Norrtälje	farled	0.69	0.69	**God**	**Måttlig**	50	4
Söderfladen	Norrtälje	referens	0.57	0.57	**God**	**Otillfr.**	316	0
Gisslingöfladen	Norrtälje	referens	0.86	0.86	**Hög**	**God**	228	5
Fårviken	Värmdö	marina	0.63	0.63	**God**	**Otillfr.**	89	0
Hanskroka	Värmdö	marina	0.78	0.78	**Hög**	**Måttlig**	46	4
Norrviken	Värmdö	referens	0.60	0.60	**God**	**Otillfr.**	427	0
Västergården	Värmdö	marina	0.67	0.67	**God**	**Otillfr.**	121	0
Västerviken	Värmdö	marina	0.76	0.76	**Hög**	**Måttlig**	152	4
N Björkholmen - Krokholmarna	Värmdö	farled	0.76	0.76	**Hög**	**Måttlig**	39	4
NÖ Idholmen	Värmdö	farled	0.55	0.55	**God**	**Otillfr.**	37	4
Ö Lillön	Värmdö	farled	0.82	0.82	**Hög**	**Måttlig**	122	4
Ö Västerholmen	Värmdö	farled	0.65	0.65	**God**	**Otillfr.**	88	4
Roskärsfladen inre	Värmdö	referens	0.95	0.95	**Hög**	**Hög**	119	5
Roskärsfladen yttre	Värmdö	referens	0.54	0.54	**God**	**Otillfr.**	84	4
Saffransskäret	Värmdö	farled	0.92	0.92	**Hög**	**God**	109	5
S Näsudden	Värmdö	referens	0.70	0.70	**God**	**Måttlig**	83	4
Blötviken	Värmdö	farled	0.85	0.85	**Hög**	**God**	164	5
Finnhamn	Värmdö	farled	0.51	0.51	**God**	**Dålig**	154	0
Koholmarna	Värmdö	farled	0.78	0.78	**Hög**	**Måttlig**	93	4
S Idholmen & N Finnhamn	Värmdö	farled	0.38	0.38	**Måttlig**	**Dålig**	117	4
S:a Huvudholmen - Träskö-Storö	Värmdö	farled	0.79	0.79	**Hög**	**God**	117	5

S:a Huvudholmen & Brunskäret	Värmdö	farled	0.54	0.54	**God**	**Dålig**	83	0
S:a Kalholmen	Värmdö	farled	0.35	0.35	**Måttlig**	**Dålig**	32	0
V Västerholmen	Värmdö	referens	0.64	0.64	**God**	**Måttlig**	58	5
Bäckmansfladen	Värmdö	marina	1.00	1.00	**Hög**	**Hög**	91	5
Källmoviken	Värmdö	referens	0.69	0.69	**God**	**Måttlig**	96	4
Maren	Värmdö	marina	0.89	0.89	**Hög**	**God**	173	5
NorrvikenV	Värmdö	referens	0.41	0.41	**Måttlig**	**Dålig**	49	0
Bolviken	Värmdö	marina	0.82	0.82	**Hög**	**Måttlig**	56	4
Kalvsviksviken	Värmdö	marina	0.97	0.97	**Hög**	**Hög**	102	5
Älvsalågiken	Värmdö	marina	0.25	0.25	**Otillfredställande**	**Dålig**	168	2
Sund vid Särsö	Österåker	farled	0.97	0.97	**Hög**	**Hög**	59	5
Klintsundet	Österåker	marina	0.98	0.98	**Hög**	**Hög**	130	5
V Lagnö	Österåker	marina	0.74	0.74	**God**	**Måttlig**	163	4
Hummelmora	Österåker	marina	0.83	0.83	**Hög**	**God**	146	5
Åsättrafladen	Österåker	marina	0.96	0.96	**Hög**	**Hög**	184	5

Resultat baserat på 2002 års data med information om trådformiga alger

För att värdera betydelsen av att inkludera täckningsgraden av trådformiga alger (TA) beräknades ekologisk status för vikarna både med och utan TA baserat på inventeringen i 2002. [Vid inmatning av TA-värden la jag märke till att en del rader i excel-arket innehöll extrapolerade värden baserade på avstånden från startpunkt, till exempel saknades ofta ”60 och 80 cm raderna” i rådatan. Jag tog bort alla rader som jag inte återfann i rådatan.]

6.3.2 Utan trådformiga alger (TA)

Tabell 4 ger en översikt över ekologisk status för de 25 vikarna som inventerades 2002, då informationen om täckningsgrad av trådformiga alger inte inkluderats i värderingen. 15 vikar har hög status, men bara en av dem (Askholmsviken) behåller sin höga status om man även väger in variationen inom viken. 4 vikar har status ”måttlig” eller sämre. En vik har entydigt hög ekologisk status, och 2 vikar har ”måttlig till god” status vid värdering av variationen till EQR-värdena. Fyra av vikarna som utifrån EQR- medelvärde värderades som att ha ”god” status, blev efter att hänsyn tagits till variationen av EQR-värdena bedömts att ha för stor variation av ekologisk status för att kunna få en entydig värdering.

Tabell 4. *Status för vikarna 2002 beräknade enligt Kautsky & Andersson (2004), utan inkluderande av täckningsgrad för trådformiga alger. Status är angett för EQR-medelvärde, och för EQR-medelvärde – standardavvikelse. Tabellen visar också hur många rutor som värderingen varje vik baserar sig på.. Baserat på de två beräkningene av status har vikarna fått en totalvärdering av status; 1 - entydigt dålig status, 2 - otillfredställande till dålig, 3 - dålig till måttlig, 4 – måttlig till god status, 5 - entydig god till hög status, 0 - spretiga data (kräver en närmare granskning av de enskilda transekterna i viken.) Rött – måttlig till dålig, Grönt – hög/god till måttlig, svart – obestämd status.*

Vikens namn	Kommun	Medel EQR	Stdev EQR	Antal ruter	Status (medel EQR)	Status (EQR-stdev)	Total värdering
Nordanvadet	Östhammar	0.26	0.40	12	Måttlig	dålig	3
Hatten	Östhammar	0.34	0.45	76	Måttlig	dålig	3
Kastviken (St Risten)	Östhammar	0.43	0.49	9	Måttlig	dålig	3
Östra Lermaren	Norrtälje	0.47	0.48	84	Måttlig	dålig	3
S. Värlingsö	Östhammar	0.67	0.42	24	God	Måttlig	4
Stor-Andöviken	Norrtälje	0.72	0.44	14	God	Måttlig	4
Norrviken/Skarpö	Värmdö	0.80	0.32	12	Hög	Måttlig	4
Långörsviken	Östhammar	0.80	0.31	51	Hög	Måttlig	4
Lundöfladen	Österåker	0.81	0.31	30	Hög	Måttlig	4
Slängen	Värmdö	0.82	0.38	19	Hög	Måttlig	4
Norrängsfladen	Norrtälje	0.83	0.34	27	Hög	Måttlig	4
Stångskäret	Östhammar	0.85	0.38	2	Hög	Måttlig	4
N Djäknevarp	Östhammar	0.85	0.34	8	Hög	God	5
Söderfladen	Norrtälje	0.87	0.31	32	Hög	God	5
Källmoviken	Värmdö	0.87	0.32	6	Hög	God	5
Roskärsfladen	Värmdö	0.88	0.25	57	Hög	God	5
Gisslingöfladen	Norrtälje	0.89	0.30	20	Hög	God	5
Harkranksviken	Norrtälje	0.89	0.27	32	Hög	God	5
Slätöviken	Östhammar	0.90	0.29	17	Hög	God	5
Norrviken/Hemmarö	Norrtälje	0.95	0.20	26	Hög	God	5
Askholmsviken	Östhammar	0.99	0.07	43	Hög	Hög	5
Söderhäll	Östhammar	0.55	0.46	32	God	dålig	0
Högskärsviken	Östhammar	0.58	0.49	4	God	dålig	0
Glåbodarna	Tierp	0.64	0.46	48	God	otillfreds	0
Kyrkbåtörarna	Östhammar	0.67	0.50	18	God	otillfreds	0

6.3.3 Låg värdering av trådformiga alger (TA)

Tabell 5 ger översikt över vikarnas ekologiska status 2002 då den ”låga” värderingen av den semikvantitativa klassningen av täckningsgrad av trådformiga alger använts. Antal vikar som klassificeras som ”hög” minskar från 15 till 11 jämfört med värderingen gjord utan att inkludera information om täckningsgrad av trådformade alger. Askholmsviken har fortfarande entydigt hög status. Antal viker med för stor variation av EQR-värde för att få en entydig värdering är fortfarande fyra stycken.

Tabell 5. *Status för vikarna 2002 beräknade enligt Kautsky & Andersson (2004), inkluderat täckningsgrad för trådformiga alger med låg TA tolkning (se förklaring i texten) . Status är angett för EQR-medelvärde, och för EQR-medelvärde – standardavvikelse. Tabellen visar också hur många rutor som värderingen varje vik baserar sig på.. Baserat på de två beräkningene av status har vikarna fått en totalvärdering av status; 1 - entydigt dålig status, 2 - otillfredställande till dålig, 3 - dålig till måttlig, 4 – måttlig till god status, 5 - entydig god till hög status, 0 - spretiga data (kräver en närmare granskning av de enskilda transekterna i viken.) Rött – måttlig till dålig, Grönt – hög/god till måttlig, svart – obestämd status.*

Vikens namn	Kommun	Medel EQR	stdev_ EQR	Antal ruter	Status (medel EQR)	Status (EQR-stdev)	Total värdering
Nordanvadet	Östhammar	0.19	0.35	12	otillfreds	dålig	2
Kyrkbåtörarna	Östhammar	0.27	0.44	18	Måttlig	dålig	3
Hatten	Östhammar	0.30	0.40	76	Måttlig	dålig	3
Kastviken (St Risten)	Östhammar	0.43	0.49	9	Måttlig	dålig	3
Östra Lermaren	Norrtälje	0.46	0.48	84	Måttlig	dålig	3
Glåbodarna	Tierp	0.47	0.43	48	Måttlig	dålig	3
Norrviken/Hemmarö	Norrtälje	0.62	0.35	26	God	Måttlig	4
S. Värlingsö	Östhammar	0.67	0.42	24	God	Måttlig	4
Slängen	Värmdö	0.69	0.43	19	God	Måttlig	4
Roskärsfladen	Värmdö	0.72	0.29	57	God	Måttlig	4
Lundöfladen	Österåker	0.77	0.31	30	Hög	Måttlig	4
Långörsviken	Östhammar	0.78	0.31	51	Hög	Måttlig	4
Norrviken/Skarpö	Värmdö	0.78	0.31	12	Hög	Måttlig	4
Harkranksviken	Norrtälje	0.80	0.31	32	Hög	Måttlig	4
Källmoviken	Värmdö	0.84	0.35	6	Hög	Måttlig	4
Stångskäret	Östhammar	0.85	0.38	2	Hög	Måttlig	4
N Djäknevarp	Östhammar	0.84	0.34	8	Hög	God	5
Söderfladen	Norrtälje	0.85	0.32	32	Hög	God	5
Slätöviken	Östhammar	0.85	0.34	17	Hög	God	5
Gisslingöfladen	Norrtälje	0.87	0.32	20	Hög	God	5
Askholmsviken	Östhammar	0.93	0.11	43	Hög	Hög	5
Söderhäll	Östhammar	0.55	0.46	32	God	dålig	0
Högskärsviken	Östhammar	0.58	0.49	4	God	dålig	0
Norrängsfladen	Norrtälje	0.59	0.37	27	God	otillfreds	0
Stor-Andöviken	Norrtälje	0.67	0.44	14	God	otillfreds	0

6.3.4 Hög värdering av trådformiga alger (TA)

Tabell 6 ger översikt över ekologisk status av vikarna i 2002-materialet vid ”hög” tolkning av den semikvantitativa klassningen av täckningsgrad av trådformiga alger (TA). Antal vikar som klassificeras som ”hög” är endast 7 jämfört med 11 vid värderingen gjord med låg tolkning av TA, och 15 utan att TA inkluderas i värderingen. Ingen vik behåller klassningen hög status när variationen av EQR inom vikarna beaktas, men två vikar (Askholmsviken och Gisslingöfladen)får ändå högsta totalvärdering (5). Antal viker med för stor variation av EQR-värde för att få en entydig värdering är fortfarande fyra stycken, så detta har inte påverkats av om TA tagits med i värderingen.

Tabell 6. *Status för vikarna 2002 beräknade enligt Kautsky & Andersson (2004), inkluderat täckningsgrad för trådformiga alger med hög TA tolkning (se förklaring i texten) . Status är angett för EQR-medelvärde, och för EQR-medelvärde – standardavvikelse. Tabellen visar också hur många rutor som värderingen varje vik baserar sig på.. Baserat på de två beräkningene av status har vikarna fått en totalvärdering av status; 1 - entydigt dålig status, 2 - otillfredställande till dålig, 3 - dålig till måttlig, 4 – måttlig till god status, 5 - entydig god till hög status, 0 - spretiga data (kräver en närmare granskning av de enskilda transekterna i viken.) Rött – måttlig till dålig, Grönt – hög/god till måttlig, svart – obestämd status.*

Vikens namn	Kommun	Medel EQR	Stdev EQR	Antal ruter	Status *(medel EQR)*	Status (EQR-stdev)	Total värdering
Nordanvadet	Östhammar	0.19	0.35	12	otillfreds	dålig	2
Kyrkbåtörarna	Östhammar	0.21	0.37	18	otillfreds	dålig	2
Hatten	Östhammar	0.25	0.34	76	otillfreds	dålig	2
Norrängsfladen	Norrtälje	0.49	0.34	27	Måttlig	otillfreds	2
Norrviken/Hemmarö	Norrtälje	0.39	0.33	26	Måttlig	dålig	3
Glåbodarna	Tierp	0.43	0.41	48	Måttlig	dålig	3
Kastviken (St Risten)	Östhammar	0.43	0.49	9	Måttlig	dålig	3
Östra Lermaren	Norrtälje	0.45	0.47	84	Måttlig	dålig	3
Roskärsfladen	Värmdö	0.63	0.28	57	God	Måttlig	4
S. Värlingsö	Östhammar	0.67	0.42	24	God	Måttlig	4
Lundöfladen	Österåker	0.73	0.31	30	God	Måttlig	4
Långörsviken	Östhammar	0.74	0.31	51	God	Måttlig	4
Harkranksviken	Norrtälje	0.74	0.31	32	God	Måttlig	4
Norrviken/Skarpö	Värmdö	0.75	0.31	12	God	Måttlig	4
N Djäknevarp	Östhammar	0.82	0.35	8	Hög	Måttlig	4
Söderfladen	Norrtälje	0.82	0.33	32	Hög	Måttlig	4
Slätöviken	Östhammar	0.82	0.34	17	Hög	Måttlig	4
Källmoviken	Värmdö	0.84	0.35	6	Hög	Måttlig	4
Stångskäret	Östhammar	0.85	0.38	2	Hög	Måttlig	4
Gisslingöfladen	Norrtälje	0.86	0.32	20	Hög	God	5
Askholmsviken	Östhammar	0.87	0.17	43	Hög	God	5
Söderhäll	Östhammar	0.55	0.46	32	God	dålig	0
Högskärsviken	Östhammar	0.58	0.49	4	God	dålig	0
Slängen	Värmdö	0.62	0.44	19	God	otillfreds	0
Stor-Andöviken	Norrtälje	0.66	0.45	14	God	otillfreds	0

6.3.5 Jämförelse av vikar som värderade baserat på data från både 2001 och 2002

Tre vikar är inventerade både 2001 0ch 2002; Söderflaten, Norrviken på Vindö, och inre Roskärsfladen. Status baserat på genomsnittlig EQR-värde för de två åren, samt tatalvärderingen med hänsyn taget till variation i EQR-värdena finns i Tabell 7.

Tabellen visar att för två av de tre vikarna som blev inventerade 2001 och 2002 (Norrviken på Vindö, och Roskärsfladen), hade täckningsgraden av trådformiga alger betydelse for värderingen av

ekologisk status med EQR, och totalvärderingen påverkades även för Söderflaten. Det blev störst effekt med den höga tolkningen av TA-värdena.

Tabell 7. *Ekologisk status för genomsnittligt EQR-värde för 3 vikar som inventerades både 2001 och 2002. Totalvärderingen baserat på spridningen av EQR-värdena inom parentes. 1 - entydig dålig status, 2 - otillfredställande till dålig, 3 - dålig till måttlig, 4 – måttlig till god status, 5 - entydig god till hög status, 0 - spretiga data (kräver en närmare granskning av de enskilda transekterna i viken.)*

	2001	**2002 utan TA**	**2002 låg TA**	**2002 hög TA**
Söderflaten	God (0)	Hög (5)	Hög (5)	Hög (4)
Norrviken Vindö (Skarpö)	Måttlig (0)	Hög (4)	Hög (4)	God (4)
Roskärsfladen inre	Hög (5)	Hög (5)	God (4)	Måttlig (4)

6.3.6 Konklusion

Beräkning av ekologisk status baserat på genomsnittlig EQR-värde för ett område kan leda till en bättre ekologisk status än inventeringsdata motsvarar. Genom att dessutom värdera ekologisk status för genomsnittlig EQR-värde – st.avv. av EQR-värdena, ges en möjlighet att inkludera betydelsen av variationen i materialet i bedömningen. Vid tillfällen då det er så stor variation i EQR-värdena att det inte är möjligt att entydig bestämma ekologisk status, bör man se närmare på de enskilda värdena för var transekt och söka en förklaring på den stora variationen. Ekologisk status bör baseras på denna mer grundliga värdering.

Inkludering av täckningsgrad av trådformiga alger reducerar den ekologiska statusen för de flesta vikarna. Men för några av vikarna (bl.a. Söderflaten, tabell 7) förde inte inkluderingen av de trådformiga algerna till någon skillnad i värderingen av ekologisk status.

Två av tre områden som blev inventerade både i 2001 och 2002 fick lägre värdering av ekologisk status 2001, oavsett trådformiga alger inkluderades 2002. Detta kan bero på mellanårsvariation i vegetationen, i synnerhet som vikarna bara inventerades vid ett tillfälle varje år. Detta är problem för en metod som baserar sig på inventeringsdata. Det har diskuterats om fintrådiga alger skall vara med som underlag för värderingen då de kan variera mycket. Argumentet för att ha med dem är att de är en av de uppenbara indikationerna på näringsrika förhållanden.

6.3.7 Referenser

Aarnes Halvor, 2005, Botanisk og plantefysiologisk leksikon, Oslo universitet, 2005-04-15, http://biologi.uio.no/plfys/haa/leks/v/vegetasjonsanalyse.htm

Kautsky, L. and C. Andersson (2004). Framtagning av en ny bedömningsgrund för grunda mjukbottensmiljöer i östersjön - makrovegetation, Botaniska institutionen, Stockholms Universitet**:** 37.

Palmer, M., Bell, S.L., och Butterfield, I. (1992) A botanical classification of standing water in Britain: applications for conservation and monitoring. – Aquatic conservation: Marine and freshwater ecosystems 2:125-143