

Gullmarns tillrinningsområde

Bakgrundsbeskrivning enligt vattendirektivet



LÄNSSTYRELSEN
VÄSTRA GÖTALANDS LÄN
Rapport 2006:09

PRODUKTION Länsstyrelsen i Västra Götalands län | Vattenvårdsenheten | Tel. 031-60 50 00

PROJEKTLEDARE Hans Oscarsson

FÖRFATTARE Lena Enebjörk, Ingrid Fränne, Henrik Jansson, Håkan Lagesson och Barbara Thulin

FOTO Håkan Lagesson

RAPPORT 2006:09

ISSN 1403-168X

Bakgrundskartor: Lantmäteriet

Dnr 106-2004/188

Förord

Detta är bakgrundsbeskrivningen av det svenska pilotområdet i EU-projektet NOLIMP-WFD. Projektet är ett Interreg III B-projekt och Länsstyrelsen i Västra Götalands län är projektledare för den svenska delen. NOLIMP-WFD samlar 6 länder runt Nordsjön i en förstudie till EG:s ramdirektiv för vatten. Projektnamnet NOLIMP-WFD står för **NO**rtH Sea Regional and Local **IM**plementation of the **W**ater Framework Directive, vilket också visar en del av syftet med projektet. Genom att välja ut ett pilotområde i varje land där Ramdirektivet implementeras kan arbetssättet med att förbättra vattenkvaliteten enligt direktivet provas. Det är ofta inte förrän en metod börjar användas som problem upptäcks och lösningar arbetas fram. De deltagande länderna kan genom projektet kommunicera på ett naturligt sätt och utbyta erfarenheter. Det finns flera gemensamma problem för vattenkvaliteten och hur man ska kunna involvera lokala intressenter. Övergödning är ett stort problem i alla länderna och utsläpp och diffusa läckage av näringsämnen kräver innovativa lösningar. Ramdirektivets arbetsgång ska leda till en förbättrad vattenkvalitet steg för steg genom att beskriva vattnen, statusbedöma dem, ta fram åtgärdsplaner och förvaltningsplaner samt genomföra dem.

Det svenska pilotområdet är Gullmarn och dess tillrinningsområde i Bohuslän. Bakgrundsbeskrivningen av pilotområdet innehåller en analys av mänsklig påverkan, karakteriseringen som har gjorts av sjöar, vattendrag och kustvatten, kartor med skyddade områden och en analys av geologi och grundvattenförhållanden. De viktigaste delarna ur tre examensarbeten ingår i denna rapport. Rapporterna nr 2006:02-11 och 2006:16-17 är också producerade inom projektet och en del innehåller underlag till denna bakgrundsbeskrivning.

Mer om NOLIMP-WFD finns att läsa på www.nolimp.org och om den svenska delen på www.gullmarn.org.

Hans Oscarsson/projektledare
Göteborg 2005-11-10
Länsstyrelsen Västra Götaland Län



Figur 1. Deltagande länder i Interreg III B-projektet NOLIMP-WFD. Projektledare i respektive land är markerad (NOLIMP, 2005).

Sammanfattning

Bakgrundsbeskrivningen av Gullmarns tillrinningsområde utgör en del av resultaten i Interreg III B-projektet NOLIMP-WFD, ett samarbetsprojekt mellan sex länder kring Nordsjön. Syftet med projektet är att arbeta enligt EG:s ramdirektiv för vatten (Vattendirektivet) och samtidigt uppnå en god vattenkvalitet i ett pilotområde i varje land. Vattendirektivet föreskriver ett nytt sätt att arbeta där man utgår från de naturliga avrinningsområdena i stället för konstruerade kommungränser. De första delarna i steg-för-steg-processen är att karakterisera vattendragen, sjöarna och kustvattnen och klassificera dem med avseende på vattenstatus i klasserna Hög till Dålig status. Den svenska delen av NOLIMP-WFD leds av Länsstyrelsen i Västra Götalands län och involverar fem kommuner samt Skogs-vårdsstyrelsen. Pilotområdet består av Gullmarn, Sveriges enda tröskelfjord, och hela dess tillrinningsområde i Västra Götaland. Området har en storlek på 1720 km² och domineras av skogsmark, men i området bedrivs även ett lågproduktivt jordbruk längs vattendragen i dalarna. Delar av området är försurat men det största problemet är eutrofieringen (övergödningen) som orsakar algbloomningar och syrebrist, vilket påverkar flora, fauna och vattenkemi. Näringsläckage sker främst från jordbruksmarken i området men punktutsläpp från avloppsreningsverk spelar också en stor roll för näringsbelastningen. Rätningar av vattendrag, sänkning av sjöar och utdikningar av våtmarker har ökat flödet i vattensystemet och minskat möjligheter till sedimentation och upptag av näringsämnen. Kustrecipienten Gullmarn har ett rikt djur- och växtliv som är unikt på grund av förhållandena i fjorden. Gullmarn har en djuphåla där tungt bottenvatten med hög salthalt och låg temperatur tillåter djuplevande arter att etablera sig. Syrerikt bottenvatten kommer dock bara in någon gång per år, vilket gör att en naturlig syrebrist ofta uppstår, ibland med bottenöd som följd i de djupaste delarna. Näringsbelastningen ökar frekvensen av syrebrist och skador uppstår på det biologiska livet. Detta gäller även vissa sjöar i området.

Kartor över en mängd olika parametrar, bland annat topografi, mänsklig påverkan och jordarter presenteras i bakgrundsbeskrivningen. Geologin tas upp, då den påverkar både buffertförmågan mot försurning (alkaliniteten) och ytavrinningen. Grundvattenförekomster av en viss kvantitet omfattas av vattenförvaltningen enligt Vattendirektivet. I området gäller det främst kvartära avlagringar. Isälvsavlagringar som är mycket stora/stora grundvattentillgångar utgör 1,2 procent av totalarean. Det demonstreras hur en utvärdering av lokala jordartskartor för enskilda delavrinningsområden kan leda till en prioritering av grundvattenförekomster för statusbedömning och var grundvatten under lera/finsilt framför allt kan finnas.

För att bedöma statusen på ytvattnet har kvalitetsfaktorer enligt Vattendirektivet använts. Exempel på sådana är syrehalt (kustvatten), näringshalter (kustvatten, sjöar och vattendrag) och alkalinitet (sjöar och vattendrag). Sjöar och vattendrag har bedömts delvis med de bedömningsgrunder som finns men ännu inte är anpassade till Vattendirektivet. En expertbedömning har kompletterat bedömningsgrunderna. Gullmarn är bedömd med två olika metoder, dels med förslag till nya bedömningsgrunder för kust och hav från Naturvårdsverket, dels genom att jämföra med historiska data (slutet av 1800-talet och framåt) för Gullmarn. De biologiska faktorerna avgör den ekologiska statusen och de fysikalisk-kemiska faktorerna används som stödjande i bedömningen. För Gullmarn visar resultaten enligt bedömningsgrunderna på måttlig eller god status för samtliga biologiska faktorer. För bedömning av historiska data har vi försökt tillämpa Vattendirektivets definitioner av god respektive måttlig status. Gullmarns totala status har bedömts vara måttlig eftersom

den sämsta av de biologiska faktorerna (bentiska evertebrater och växtplankton) bedömts till måttlig status. Resultaten för sötvatten finns i Bilaga 1 med en bedömning för vart och ett av de 52 delavrinningsområdena. Två modeller för näringsreducering har också använts i arbetet. En modell simulerar effekter av åtgärder för att minska näringsläckaget i själva avrinningsområdet men har här använts för att ta fram källfördelning och referens-tillstånd, ett tillstånd med minimal mänsklig påverkan. En annan modell simulerar vilka effekter som kan väntas på sedimentationen av partikulärt material i Gullmarn, om en minskning av näringstillförseln sker från olika källor. Modelleringarna för Gullmarn visar att den största påverkan sker från havet. En minskning vid lokala tillflöden ger dock stor effekt i de mellersta och inre delarna. Områden som är skyddade (Naturreservat, Natura 2000, vattenskyddsområden) är listade för tillrinningsområdet.

Summary

The background analysis of the Gullmarn catchment area makes up a part of the results in the Interreg III B-project NOLIMP-WFD (North Sea Regional and Local Implementation of the Water Framework Directive), a collaborative project between six countries around the North Sea. The aim of the project is to attain good water quality in a pilot area in each country by working according to the EC Water Framework Directive (WFD). The WFD introduces a new way of working, with the catchment areas as a base instead of administrative borders like municipalities. The first parts in the step-by-step-procedure are to characterize the waterbodies, that is the watercourses, lakes and coastal waters, and to classify them with respect to their water quality status, in the classes high to bad status. The Swedish part of the NOLIMP-WFD project is run by the County Administrative Board of Västra Götaland and involves five municipalities and the National Board of Forestry. The pilot area is Gullmarn, the only Swedish sill fjord, and its catchment area in the southwest of Sweden. The area is 1720 km² and is dominated by forestry but extensive agriculture also takes place on the area, mainly in the valleys. Parts of the area are subjects to the acidification but the main problem is the eutrophication that causes algae blooms, oxygen depletion and affects the flora and fauna as well as the water chemistry. Nutrients leak mainly from the agriculture in the area, even if point sources like municipal sewage treatment plants also contribute to a great part of the nutrient load. Physical impacts, like straightening of watercourses, lowering of lakes and drainage of wetlands, have increased the water flow and reduced the possibility of sedimentation as well as uptake of nutrients by vegetation. The coastal recipient, Gullmarn, has a rich flora and fauna, which is unique thanks to the environment in the fjord. Gullmarn has a great depth of 118 metres, where cold, heavy, saline bottom water allows deep-living species to settle. Oxygenated deep-water enters the fjord only once or twice a year, sometimes not at all. This rare water exchange causes a natural oxygen deficiency to occur, occasionally with bottom death as an effect in the deepest parts. The nutrient load is believed to increase the frequency of oxygen deficiency, which damages biological life. This is also the case with some of the lakes in the area.

Maps presenting for example topography, human impacts and geology are shown in this background analysis. The geological conditions affect the alkalinity and the runoff. Groundwater bodies of a certain quantity are comprised in the regulations of WFD. In the area groundwater is mainly found in Quaternary sediments. Glaciofluvial deposits with very large/large ground water assets constitute 1,2 percent of the total area. An evaluation of local Quaternary maps fit to specific watersheds is used to give priority to groundwater bodies for status assessment and in which parts groundwater could be expected under friction layers. To assess the status of surface water, quality factors have been used according to the WFD. Examples of these factors are oxygen concentration (coastal waters), nutrient concentration (coastal water, lakes and watercourses) and alkalinity (lakes and watercourses). Lakes and watercourses have been assessed with the existing environmental quality criteria, which are not yet adapted to the WFD. An expert assessment was a complement to the quality criteria when the status was determined. The coastal water Gullmarn is assessed in two Swedish master theses produced for NOLIMP-WFD and the County Administrative Board. In this assessment two methods are used, the proposed environmental quality criteria for coast and sea, and comparisons with historical data found for Gullmarn. The biological factors decide the ecological status and the physico-chemical factors are suppor-

tive in the assessment. Gullmarn shows moderate or good status for all biological factors according to the proposed quality criteria. When assessing the status by comparing today's data with historical data we have tried to apply the definitions of the status in the WFD. The total status of Gullmarn is assessed as moderate since the biological factor with the lowest status was of moderate status. The results of the freshwater assessment are found in Annex 1 (Bilaga 1), an assessment for each of the 52 watersheds in the catchment area. Two models have been used to model nutrient reduction. One of the models simulates effects of measures to reduce nutrient leakage in the catchment area. In this report the model has been used to calculate source distribution and a reference condition, where minimal impact from human activities is allowed. The other model simulates which effects on the sedimentation of particulate matter are to be expected if the nutrient load is reduced from different sources. The simulations show that the most important source is the sea, but reducing the nutrient supply from freshwater gives a great effect in the central and inner parts of the fjord. A list of the protected areas due to high nature values or drinking water protection areas is included in the report.

Innehåll

Sammanfattning 4

Inledning 11

1.1 Bakgrund 11

1.2 Vattendirektivet 11

1.2.1 Nytt arbetssätt 12

1.2.2 Karakterisering 12

2. Beskrivning av Gullmarns tillrinningsområde 15

2.1 Allmänt 15

2.2 Administrativa gränser 16

2.3 Landskapet 18

2.4 Höjddata 19

2.5 Grundvatten och geologiska förutsättningar 19

2.5.1 Berggrunden och dess påverkan 20

2.5.2 Grundvatten i berggrunden 20

2.5.3 Kvävartära jordarter 22

2.5.4 Exemplifiering av hur lokala jordartskartor används för att få information om grundvattenförekomster 23

2.5.5 Rapporteringsförekomster - grundvatten i kvävartära jordarter 28

2.6 Nederbörd och vattenföring 30

3. Mänsklig påverkan 32

3.1 Historisk påverkan 32

3.2 Vandringshinder och dammar 34

3.4 Övergödning 37

3.4.1 Dagens tillstånd 38

3.4.4 Enskilda avlopp 43

3.4.5 Jordbruk 43

4. Karakterisering; grundvatten, sjöar, vattendrag och kustvatten 47

4.1 Grundvatten 47

4.2 Sjöar och vattendrag 47

4.2.1 Typologi 48

4.2.2 Klassning av biologiska kvalitetsfaktorer i sjöar 55

4.2.3 Klassning av biologiska kvalitetsfaktorer i vattendrag 58

4.2.4 Sammanfattad klassning av vattenförekomster, rapporteringsförekomster samt delavrinningsområden. 59

4.3 Kustvatten 60

4.3.1 Gullmarn 60

4.3.2 Metoder för att ta fram referensförhållande 65

4.3.2.1 Historiska data 66

4.3.3 Klassning av biologiska kvalitetsfaktorer 73

4.3.4 Klassning av fysikalisk-kemiska faktorer 86

4.3.5 Statusbedömning av Gullmarn 97

5. Skyddade områden 100

5.1 Natura 2000-områden 102

5.2 Vattenskyddsområden 103

6. Avslutande kommentar 105

Referenser 106

Bilaga I

Statusklassning av sjöar och vattendrag (finns som eget dokument)

rekomst är till exempel en sjö eller en del av en sjö eller vattendrag, och beskrivs närmare i avsnitt 1.2.2. Terrestra ekosystem som är beroende av grundvattennivån får inte heller skadas betydligt. Grundvattnets status kommer inte att bedömas i denna rapport, däremot finns en analys av grundvattentillgångar i avsnitt 2.5.

1.2.1 Nytt arbetssätt

Arbetet enligt Vattendirektivet kan delas in i fem huvudsakliga delar:

1. Göra en bakgrundsbeskrivning för vattendistriktets vattenförekomster. Bakgrundsbeskrivningen ska bland annat innehålla en karakterisering och en ekonomisk analys.
2. Ange miljömål.
3. Utifrån bakgrundsbeskrivningen och klassificeringen utarbeta ett åtgärdsprogram för att uppnå miljömålen inom avrinningsområdet.
4. Övervaka miljötilståndet i de olika vattenförekomsterna för att följa utvecklingen, se om åtgärderna har effekt och vilka fortsatta åtgärder som krävs för att nå målen.
5. Sammanfatta kunskaper och uppnådda resultat i en förvaltningsplan som ska uppdateras vart sjätte år. Denna ska vara ett planeringsunderlag för myndigheter, en lättillgänglig redovisning samt ett verktyg för att kommunicera till medborgarna och rapportera till EU-kommissionen (Naturvårdsverket, 2003).

1.2.2 Karakterisering

Enligt artikel 5 i Vattendirektivet ska varje medlemsstat utföra en analys av alla vattenförekomsters karakteristika. Innehållet i denna framgår av direktivets bilaga II. Karakteriseringen syftar till att beskriva och bedöma status för vattenförekomsten för att ge anvisning om vad som behöver förbättras, och är en process indelad i flera delar, se Faktaruta 2. Förklaringar till stegen följer.

Kategoriindelningen innebär helt enkelt bara att avgöra vilken typ av vatten det rör sig om: sjö, flod, grundvatten, kustvatten, modifierat eller konstgjort vatten.

Typindelningen ska ske enligt System A eller System B, vilka definieras i Vattendirektivets bilaga II. Sverige har använt sig av System B som består av vissa obligatoriska faktorer och även ett antal frivilliga tilläggsfaktorer som kan användas för att ytterligare skilja ut de olika typer av vatten som finns. Genom typindelningen grupperas vatten med likartade referensförhållanden.

För att en statusbedömning ska kunna göras krävs det att det finns referensförhållanden för vattentypen som stämmer överens med begreppet hög status, det vill säga där mänsklig påverkan endast ger mycket små ekologiska effekter. Att finna referensförhållanden är en stor och svår del i karakteriseringen, eftersom det i dag finns mycket få vattenförekomster som inte är tydligt påverkade av mänsklig verksamhet. Enligt vägledningen för klassificering av kustvatten och vatten i övergångszon (CIS 2.4, 2002) finns i dag inga referensvatten i Europa till dessa vattenkategorier. Det finns heller inga sjöar och vattendrag i Gullmarsn tillrinningsområde som är opåverkade vatten, eftersom alla sjöar och vattendrag är mer el-

ler mindre påverkade av försurning eller stor tillförsel av näringsämnen. I Faktaruta 3 finns en prioritering av tillvägagångssätt för att fastställa referenstillstånd enligt det vägledande dokumentet (CIS 2.4, 2002).

Referensvärden måste innefatta den naturliga variationen för varje bedömningsfaktor och bör därför i de flesta fall uttryckas som ett intervall. Bra indikatorer på ett referenstillstånd ska svara på antropogen påverkan, normalt vara närvarande i vattentypen, vara mätbara med hög precision, ha väldefinierade referensvärden samt vara kostnadseffektiva och lätta att förmedla till allmänheten (Nielsen et al., 2003). Det är inte heller någon självklarhet vilken tidpunkt som ska bestämmas motsvara ett naturligt tillstånd utan påverkan av mänsklig verksamhet. I det nationella miljömålet Ingen övergödning är generationsmålet att näringsförhållanden i kust och hav ska gå tillbaka till det tillstånd som motsvarar 1940-talet (Miljömål, 2004). Utifrån modeller kan man gå tillbaka och skapa ett referenstillstånd vid någon utvald tidpunkt. Finns inga uppmätta data att verifiera resultatet med kan det dock vara osäkert att grunda en bedömning enbart på modeller. I Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet, från 1999 kallas referenstillstånd för jämförvärde och tillståndsklasserna beror på hur stor avvikelsen är från detta. Jämförvärdet ska visa på ett naturligt tillstånd utan mänsklig påverkan. Oftast är de baserade på observationer i mindre påverkade områden. Historiska data och modellberäkningar har också använts i vissa fall, vilket gör att bedömningssättet motsvarar Vattendirektivets tillvägagångssätt (Naturvårdsverket [2], 1999).

Vattenförekomsterna är de minsta enheterna för att beskriva och bedöma vatten. I Vattendirektivet (Artikel 2) definieras ytvattenförekomsten som "en avgränsad och betydande ytvattenförekomst som till exempel en sjö, ett magasin, en å, flod eller kanal, ett vatten i övergångszon eller en kustvattensträcka". En grundvattenförekomst är "en avgränsad volym grundvatten i en eller flera akviferer". Gränsen mellan två vattenförekomster kan till exempel vara ett sammanflöde mellan två vattendrag eller ett utlopp från en sjö. Indelningen kan också bero på skillnader i biologi eller kemi, fysiska hinder eller skydd av områden. En sjö kan delas upp i två vattenförekomster om morfologin och biologin skiljer sig mycket mellan de olika delarna i sjön. På samma sätt kan ett vattendrag delas in i två vattenförekomster om ett punktutsläpp förändrar kemin eller biologin är annorlunda i vattendraget nedströms.

För varje vattenförekomst ska en bedömning av den ekologiska statusen göras enligt de statusklasser som definieras i Vattendirektivets bilaga V; hög, god, måttlig, otillfredsställande eller dålig status. Fastställda biologiska, fysikalisk-kemiska samt hydromorfologiska kvalitetsfaktorer avgör den ekologiska statusen. Statusklassningen utgår ifrån de fastställda referensförhållandena för vattentypen och hur stor avvikelsen är ifrån dessa. De faktorer som ska bedömas för sjöar, vattendrag respektive kustvatten visas i Tabell 1. Den biologiska faktor som visar på störst avvikelse avgör statusklassen för en vattenförekomst. De fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska faktorerna används som stöd för de biologiska faktorerna. *Hög, god* respektive *måttlig ekologisk status* definieras i Vattendirektivet (bilaga V) för de olika vattenkategorierna gällande varje kvalitetsfaktor. För de biologiska kvalitetsfaktorerna ska en så kallad Ecological Quality Ratio (EQR) fastställas genom att ett nutida mätvärde divideras med referensvärdet. En normativ skala finns sedan för att sätta in det beräknade värdet i rätt klass. För de fysikalisk-kemiska faktorerna har inte några EQR-värden tagits fram. Klasserna motsvaras i stället av olika mätdataintervall. De kvalitetsfaktorer som ska bedömas för ytvatten enligt Vattendirektivet visas i Tabell 1. För grundvattnets kvantitativa status är det grundvattennivån som är den kvalitetsfaktor som

ska visa att definitionen för god status uppfylls. Grundvattnets kemiska status bedöms med faktorerna konduktivitet och koncentrationer av förorenande ämnen.

Eftersom medlemsländerna i stort kommer att bedöma gränser för statusklassificering själva kommer det att göras en interkalibrering mellan olika länder. Detta görs för att säkerställa att det man menar med referensförhållande för en specifik vattentyp i största möjligaste mån överensstämmer mellan medlemsländerna. Innan den internationella kalibreringen kommer en interkalibrering göras inom Sverige (Pettersson, pers. komm., 2004).

Tabell 1. Kvalitetsfaktorer som ska bedömas för ytvatten enligt Vattendirektivet.

KVALITETSAKTORER		SJÖAR	VATTENDRAG	KUSTVATTEN
Biologiska	Fytoplankton	Sammansättning		Sammansättning
		Förekomst		Förekomst
		Biomassa		Biomassa
	Vattenväxter	Sammansättning	Sammansättning	Sammansättning
		Förekomst	Förekomst	Förekomst
	Bentiska Evertebrater	Sammansättning	Sammansättning	Sammansättning
		Förekomst	Förekomst	Förekomst
	Fisk	Sammansättning	Sammansättning	
		Förekomst	Förekomst	
		Åldersstruktur	Åldersstruktur	
Fysikalisk-kemiska	Siktdjup	x		x
	Temperatur	x	x	x
	Syreförhållanden	x	x	x
	Salthalt	x	x	x
	Näringsförhållanden	x	x	x
	Försurningsstatus	x	x	
	Särskilt förorenande ämnen	x	x	x
Hydro-morfologiska	Morfologiska förhållanden	Djupvariation Sjöbäddens volym, struktur och substrat Strandens struktur	Variation i djup och bredd Flodbäddens struktur och substrat Strandens struktur	Djupvariation Kustbäddens struktur och substrat Tidvattenzonens struktur
	Hydrologisk regim	Vattenflöde Förbindelse med grundvatten Uppehållstid	Vattenflöde Förbindelse med grundvatten	
	Vattendragets kontinuitet		x	
	Tidvattenmönster			Dominerande strömmar Vågexponering

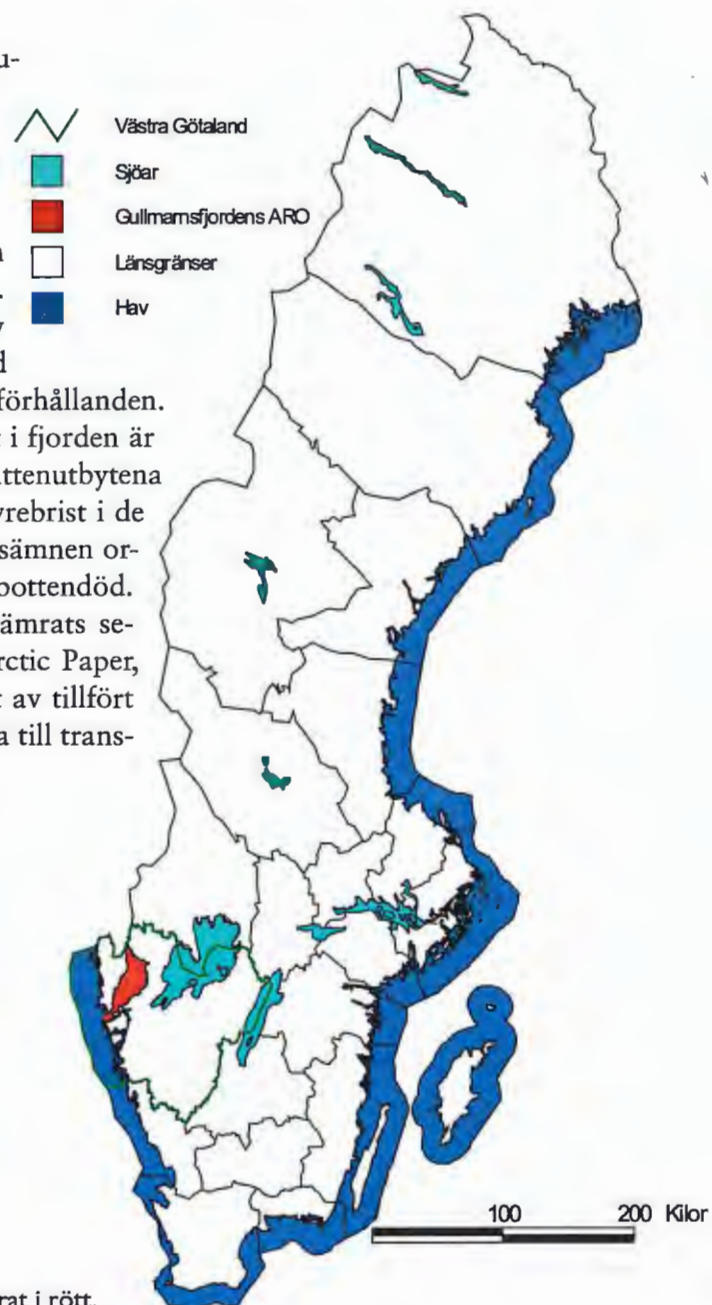
2. Beskrivning av Gullmarns tillrinningsområde

2.1 Allmänt

Gullmarns tillrinningsområde är beläget i Västra Götaland som ligger i sydvästra Sverige, se Figur 2. Hela tillrinningsområdet omfattar 1720 km². Örekilsälven och Valboån är de två största vattendragen inom området där Örekilsälven har ett tillrinningsområde på 1340 km². Med tillrinningsområde menas hela området som avvattnas till Gullmarn, alltså flera mindre avrinningsområden. Det största är Örekilsälvens avrinningsområde som utgör 78 % av hela ytan. Tillrinningsområdet är uppdelat i mindre avrinningsområden enligt SMHI.

Totalt finns det 297 sjöar i området (Harlén, opubl.), varav 24 är större än 0,5 km². Örekilsälven mynnar i Gullmarn som med en längd på 25 km och en bredd på ca 1-3 km är den största fjorden i Bohuslän.

Gullmarn är Sveriges enda äkta tröskelfjord och området är klassat som Natura 2000-område. Fjorden har ett rikt och delvis unikt marint djurliv på grund av ett komplicerat djupvattenutbyte med Skagerrak som endast sker vid speciella väderförhållanden. Tröskeldjupet är 42 meter och det största djupet i fjorden är 118 meter (Norling & Sköld, 2002). Mellan vattenutbytena som normalt sker en gång per år uppstår ofta syrebrist i de djupare partierna av fjorden. Tillförsel av näringsämnen orsakar algblooming, låga syreförhållanden och bottendöd. Undersökningar visar att bottenmiljön har försämrats sedan mätningar påbörjades under 1960-talet (Arctic Paper, 2004). Örekilsälven bidrar med över 90 procent av tillfört sötvatten till Gullmarn och är därför en stor källa till transport av näringsämnen.



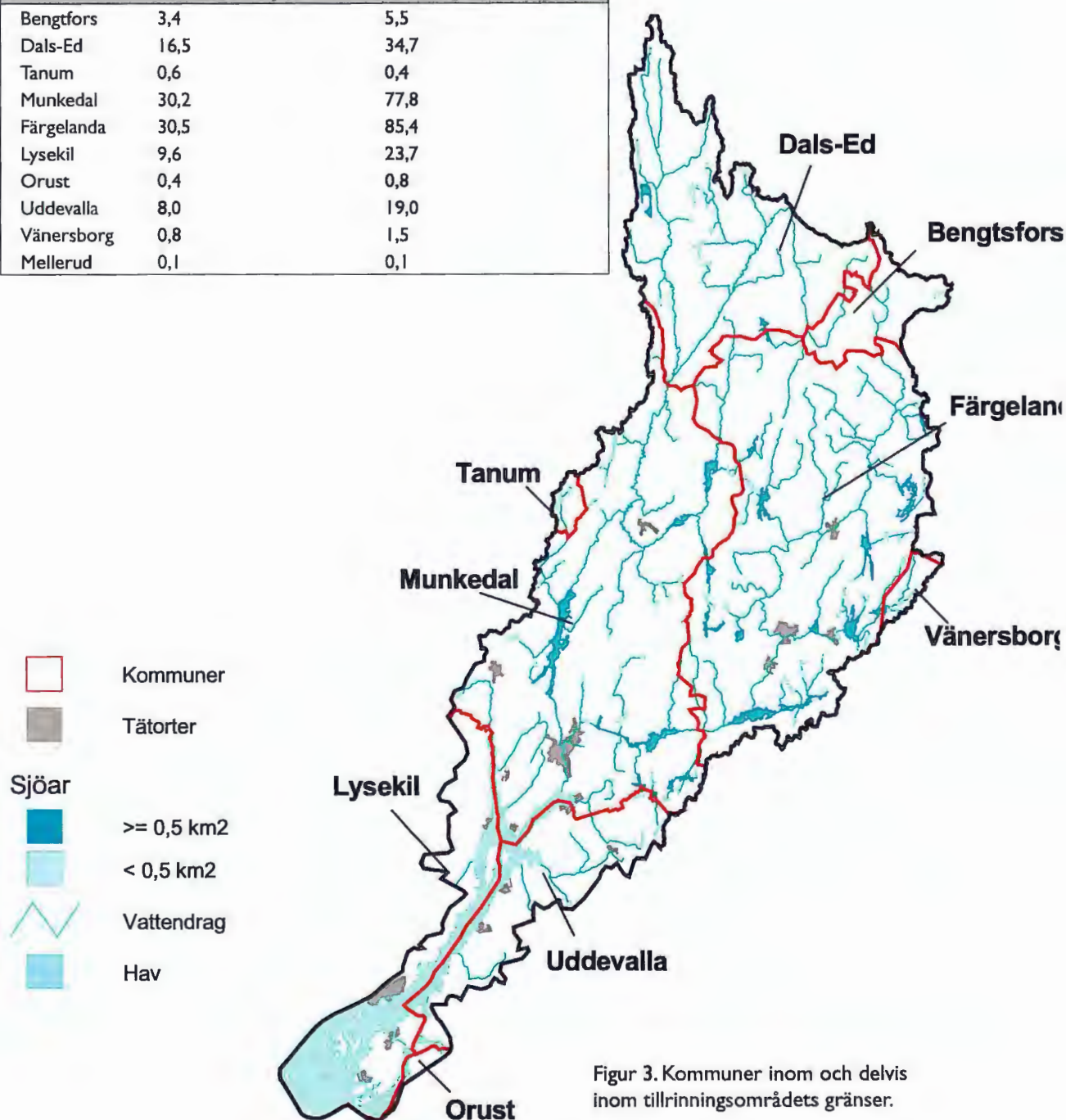
Figur 2.
Sverigeöversikt med Gullmarns tillrinningsområde markerat i rött.

2.2 Administrativa gränser

I Gullmarns tillrinningsområde finns 10 kommuner, där Färgelanda och Munkedal är de två största med drygt 30 procent vardera av den totala arean inom tillrinningsområdet. Flertalet av kommunerna har endast en liten del av kommunen inom tillrinningsområdet, till exempel Tanum och Orust vars area inom tillrinningsområdet enbart är 0,4 respektive 0,8 procent. Kommungränserna visas i Figur 3.

Tabell 2. Kommuner inom tillrinningsområdet.

KOMMUN	ANDEL av tillrinningsområdets totala storlek (%)	ANDEL av kommunens area inom tillrinningsområdet (%)
Bengtfors	3,4	5,5
Dals-Ed	16,5	34,7
Tanum	0,6	0,4
Munkedal	30,2	77,8
Färgelanda	30,5	85,4
Lysekil	9,6	23,7
Orust	0,4	0,8
Uddevalla	8,0	19,0
Vänersborg	0,8	1,5
Mellerud	0,1	0,1

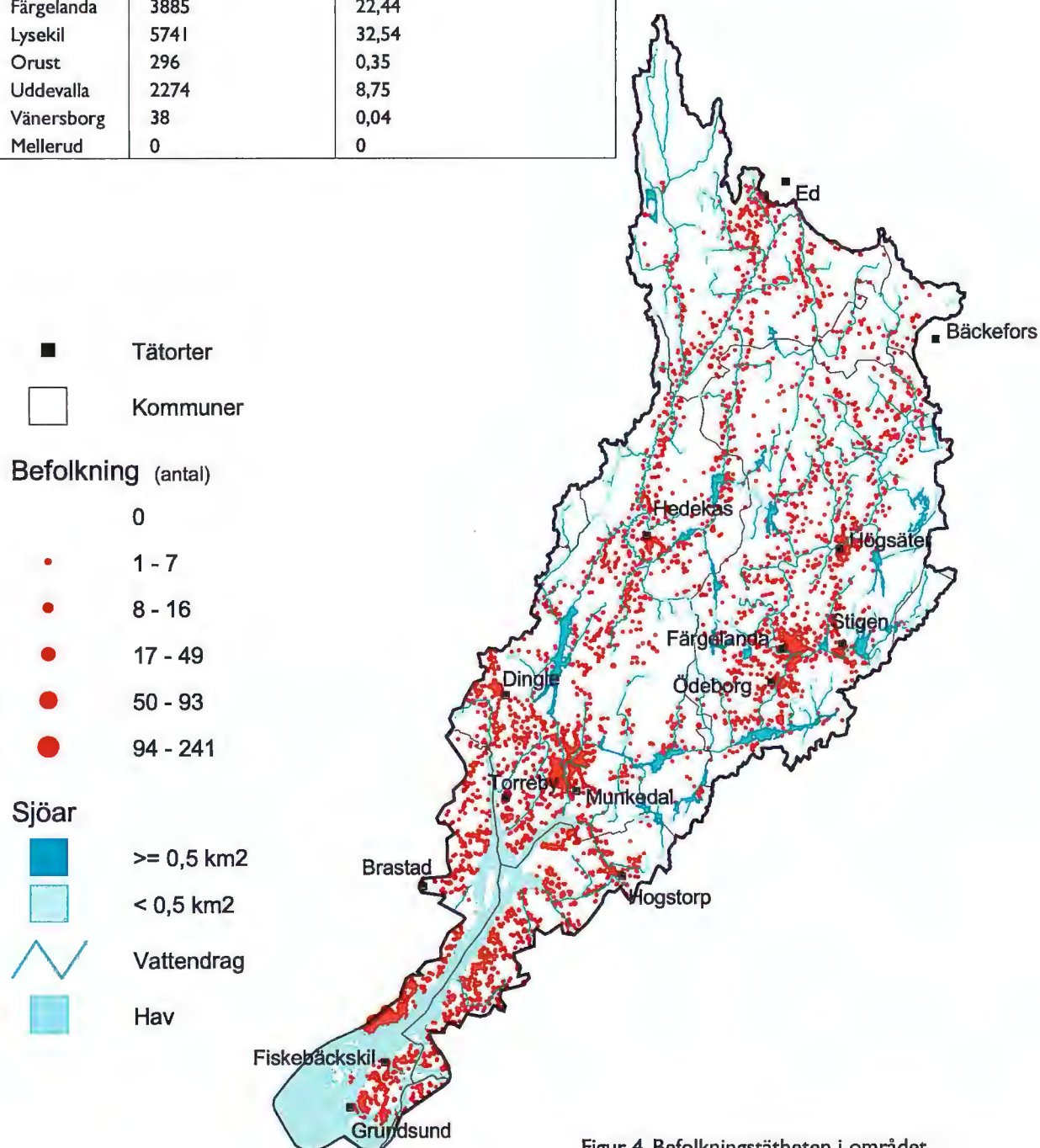


Figur 3. Kommuner inom och delvis inom tillrinningsområdets gränser.

Den totala befolkningmängden inom Gullmarsns tillrinningsområde under år 2000 var 29 498 personer (Länsstyrelsens kartdatabas) främst koncentrerade till tätorterna Färgelanda, Munkedal och Lysekil, se Figur 4 och Tabell 3. Under sommarhalvåret ökar befolkningen drastiskt i kustkommunerna, särskilt i Lysekils kommun.

Tabell 3. Antal bofasta invånare inom tillrinningsområdet.

Kommun	Invånare inom aro.	Invånare inom aro. (%)
Bengtfors	162	0,55
Dals-Ed	1554	5,27
Tanum	0	0
Munkedal	5313	30,07
Färgelanda	3885	22,44
Lysekil	5741	32,54
Orust	296	0,35
Uddevalla	2274	8,75
Vänersborg	38	0,04
Mellerud	0	0



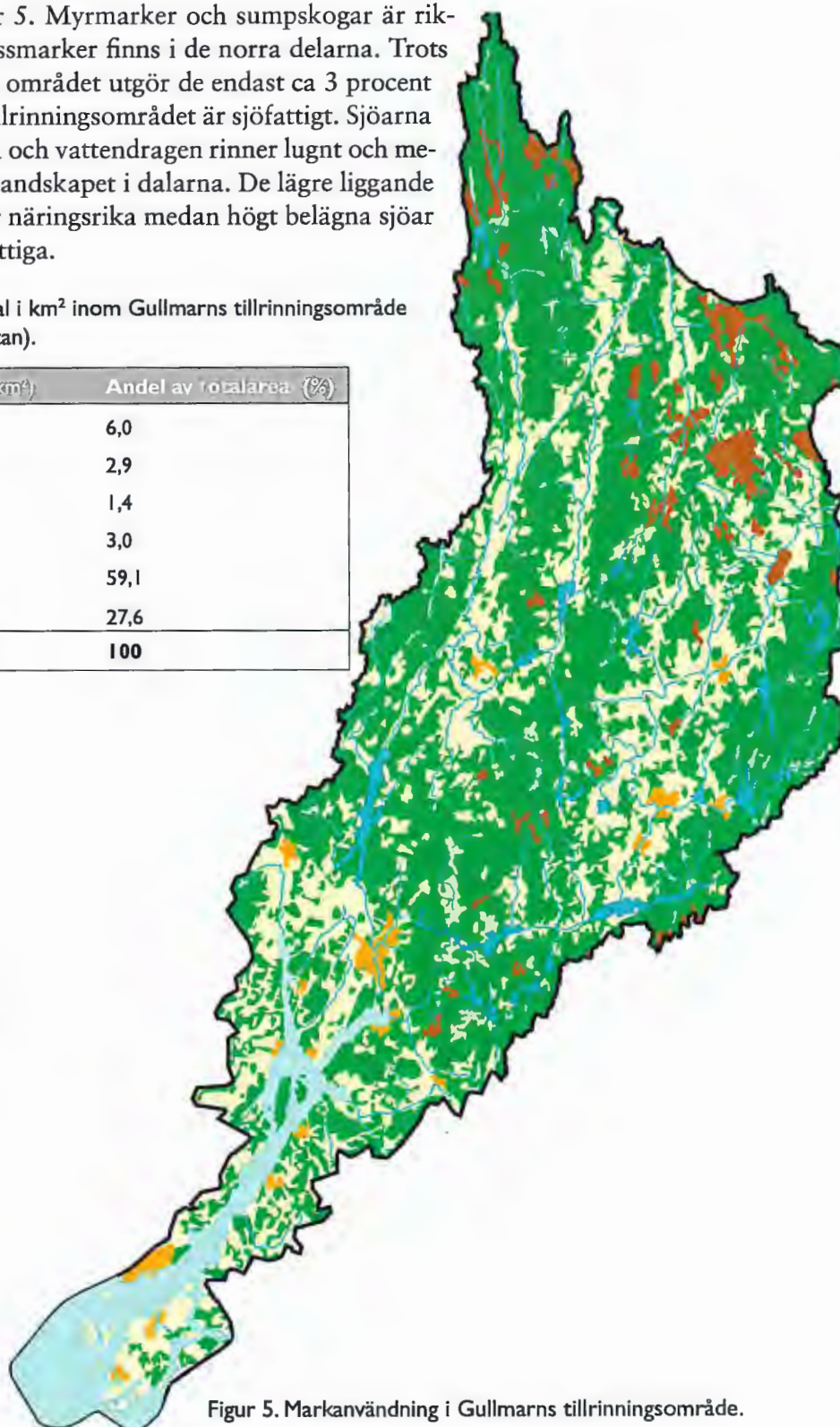
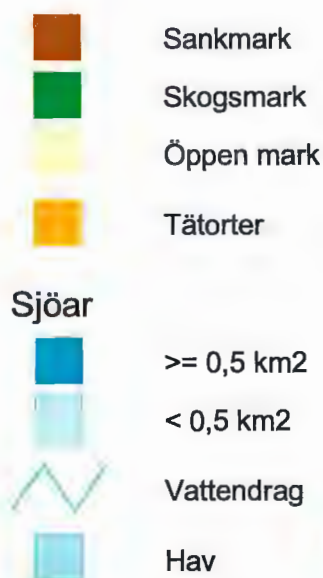
Figur 4. Befolkningstätheten i området.

2.3 Landskapet

Gullmarns tillrinningsområde är en del av den naturgeografiska regionen "Dalslandsområdet" som ingår i "sydvästra Sveriges kuperade barr- och lövskogslandskap", (Länsstyrelsen, 1989). Landskapet utgörs främst av skog med breda dalar och många sjöar. Jordbruksmarken ligger i dalarna och i övriga delar bedrivs ett produktivt skogsbruk, vilket dominerar markanvändningen se Figur 5. Myrmarker och sumpskogar är rikligt förekommande och mossmarker finns i de norra delarna. Trots det stora antalet sjöar inom området utgör de endast ca 3 procent av ytan, vilket betyder att tillrinningsområdet är sjöfattigt. Sjöarna finns främst i höjdområdena och vattendragen rinner lugnt och meandrande genom jordbrukslandskapet i dalarna. De lägre liggande sjöarna och vattendragen är näringsrika medan högt belägna sjöar och vattendrag är näringsfattiga.

Tabell 4. Markanvändningens areal i km² inom Gullmarns tillrinningsområde beräknat med GIS (översiktskartan).

Kategori	Area (km ²)	Andel av totalarea (%)
Hav	105	6,0
Vattenytor	50	2,9
Tätorter	24	1,4
Sankmark	53	3,0
Skogsmark	1030	59,1
Öppen mark	480	27,6
Totalarea:	1742	100



Figur 5. Markanvändning i Gullmarns tillrinningsområde.

2.4 Höjddata

Gullmarns tillrinningsområde är kuperat med dalgångar och höjdplatåer. De högsta områdena finns främst i de norra delarna. Ungefär 23 procent av området befinner sig ovanför Högsta Kustlinjen. Figur 6 visar områdets höjdförhållanden och högsta kustlinjen visas i Figur 7.

Höjdkarta över Gullmarns avrinningsområde

Höjd
Value



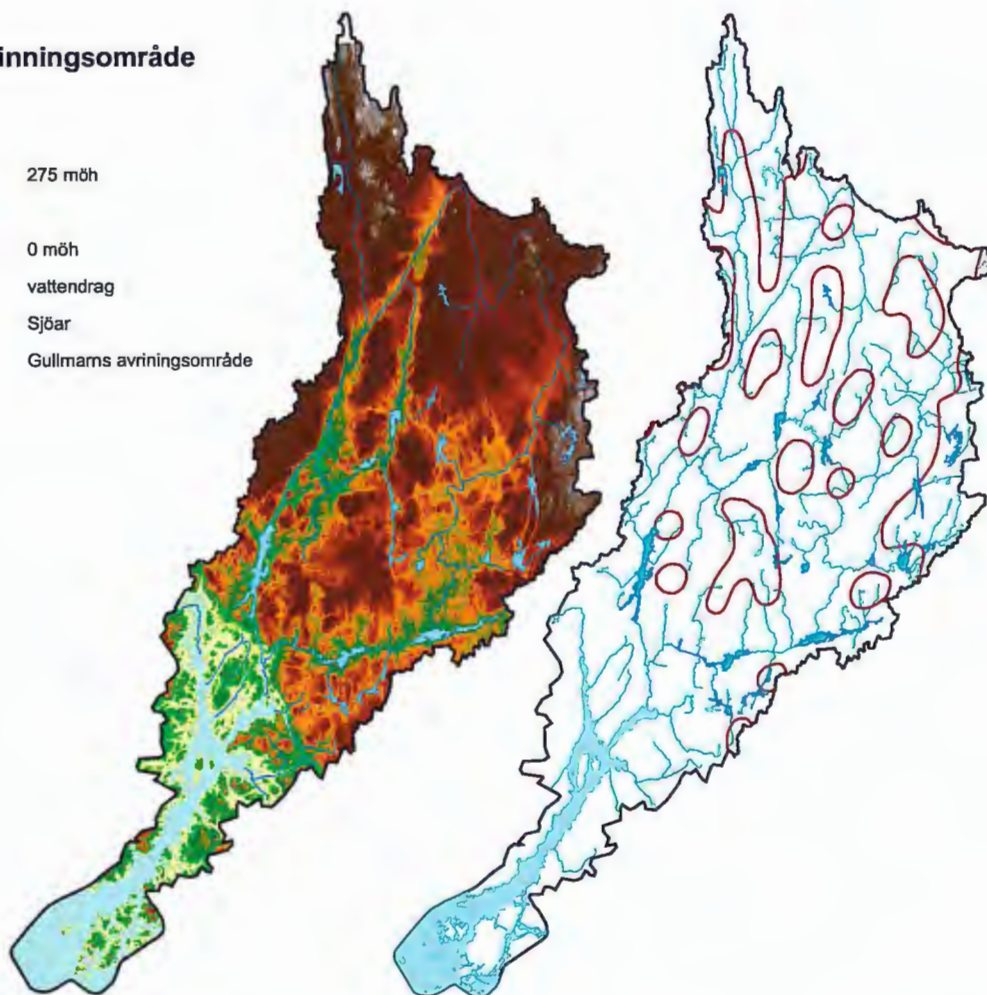
275 möh

0 möh

vattendrag

Sjöar

Gullmarns avrinningsområde



Figur 6. Höjdförhållanden i tillrinningsområdet.

Figur 7. Högsta kustlinjens sträckning.

2.5 Grundvatten och geologiska förutsättningar

Grundvatten är en mycket viktig del av vår tillgång till rent vatten. Grundvattenförekomster som ger 10 m³ per dygn eller betjänar minst 50 personer med dricksvatten eller som i framtiden är avsedda för dricksvattenförsörjning omfattas av vattendirektivet (Vattendirektivet, 2000). Tidsplanen som gäller för ytvattnets rapporteringsenheter med karakterisering, förvaltningsplan och åtgärdsprogram gäller också för grundvattenförekomsterna. Grundvattnets sammansättning är inte konstant utan varierar. För kortfristiga ändringar har nederbörd och temperatur störst inverkan.

Gullmarns tillrinningsområde tillhör Öst- och Väst kustens berg- och lerområden (Sveriges Nationalatlas, 1994) med en stor utbredning av kalt berg, tunna jordtäcken och mäktiga kohesionsavlagringar (lersediment) i dalgångar. Grundvatten finns både i kristallin berggrund och i de kvartära avlagringarna. Uttagsmöjligheterna är måttliga eller ringa i berggrunden, medan det finns eller kan finnas större grundvattentillgångar i de kvartära avlagringarna. Dessa grundvattentillgångar är grundvattenförekomster enligt Vattendirektivet.

2.5.1 Berggrunden och dess påverkan

Berggrunden i Gullmarns tillrinningsområde är kristallin och bildades under Prekambrium, den äldsta geologiska epoken. Sedimentära bergarter som tidigare täckte den kristallina berggrunden i området har eroderats bort. Bohusgraniten i sydväst har låg buffertförmåga mot försurning. Små förekomster av amfiboliter inom Gullmarsfjorden skulle kunna ha en viss buffertförmåga på grund av kalciuminnehållet men förekomsterna är för små. Från Orust till Dals Ed, från sydväst till nordost i mitten av Gullmarns tillrinningsområde finns det ett brett stråk av omvandlade bergarter. Dessa är ådergnejser som främst tillhör Stora Le-Marstrandformationen. Ådergnejserna begränsas av ytterligare förekomster av Bohusgranit inom Munkedals kommun i väst och Åmålgruppens graniter i Färgelanda kommun i ost och nordost (SGU, 1998; SGU, 1999). I Gullmarns tillrinningsområde är ytvatten och grundvatten som har kontakt med ytvatten mycket försurningskänsliga. Det beror på att både graniter och ådergnejser har mycket låg buffertförmåga mot försurning. De är dessutom svårvittrade vilket gör att ingen jordmån bildas.

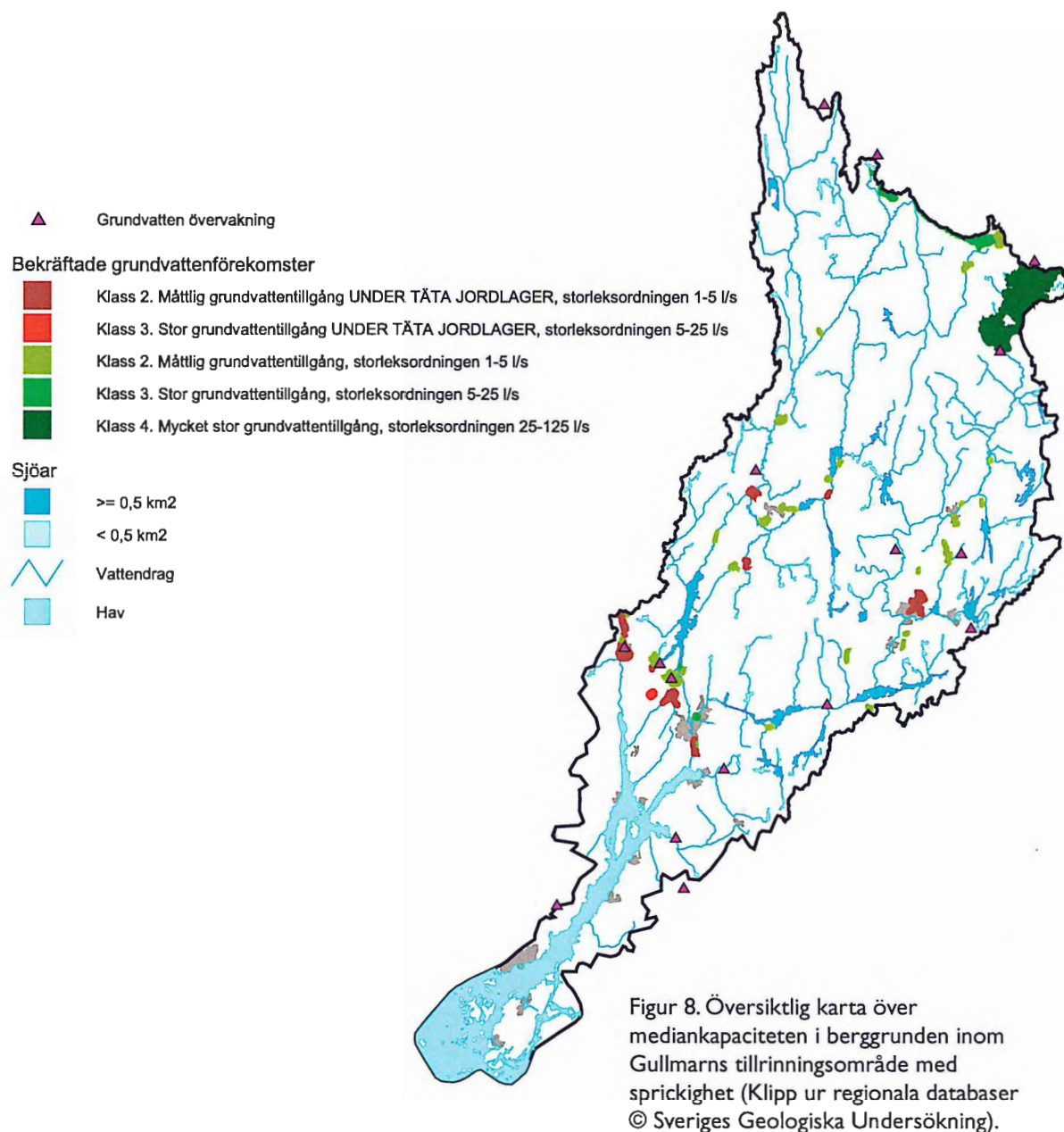
Graniter och gnejser bildar ett sprickdalslandskap. En stor del av Gullmarns tillrinningsområde betecknas som sjöfattigt därför att berggrunden är permeabel och inte har samma förutsättningar att hålla kvar vattenansamlingar som lerfyllda sänkor. Några större sprickdalar främst i nord-sydlig riktning har dock utvidgats till långdragna sjösystem. Dessa långdragna sjöar förekommer mellan höjddpartierna ofta i kombination med tätande kvartära lerjordar i dalen.

Mer än en fjärdedel av Gullmarns tillrinningsområde är öppen mark som till stor del utgörs av berg i dagen (Tabell 4, avsnitt 2.3). Där kvartära avlagringar saknas och berg går i dagen kan varken växtlighet eller jordmån hålla kvar regnvatten utan avrinningen sker i huvudsak till och via vattendrag. Berggrunden tar bara upp en mindre mängd av nederbörden via sprickor och klyftor. Denna ohindrade ytavrinning kan få negativa konsekvenser som översvämningar vid skyfall. I sprickdalslandskapet finns barrskog på höjdplatåerna som växer på spridda områden med ofta bara ett tunt lager av moränjord. Kalhyggen bör undvikas inom de områden där moräntäcket är tunt, för att upprätthålla det lilla skyddet mot snabb ytavrinning. Utan växlighetens skydd kan extrem nederbörd dessutom leda till erosion av det tunna jordtäcket som finns.

2.5.2 Grundvatten i berggrunden

Grundvattnet i berggrunden förekommer mest i sprickor och klyftor, som sprickakviferer. En översikt över berggrundens mediankapacitet för vattenuttag, som också ger en uppfattning om uttagsmöjligheter, har framställts av SGU med brunnsdata ur Brunnsarkivet, se Figur 8. I huvudsak är mediankapaciteten för brunnar låg i området, mindre än 600 l/h. Ett mindre område Bohusgranit i Lysekils kommun och ett större område av graniter inom

Åmålsgruppen i de östra delarna visar en måttlig mediankapacitet från 600 l/h till 2000 l/h. Brunnar borrade i homogena graniter kan ge mer vatten än de som är borrade i omvandlade bergarter som ådergnejs på grund av en gynnsammare sprickbildning.

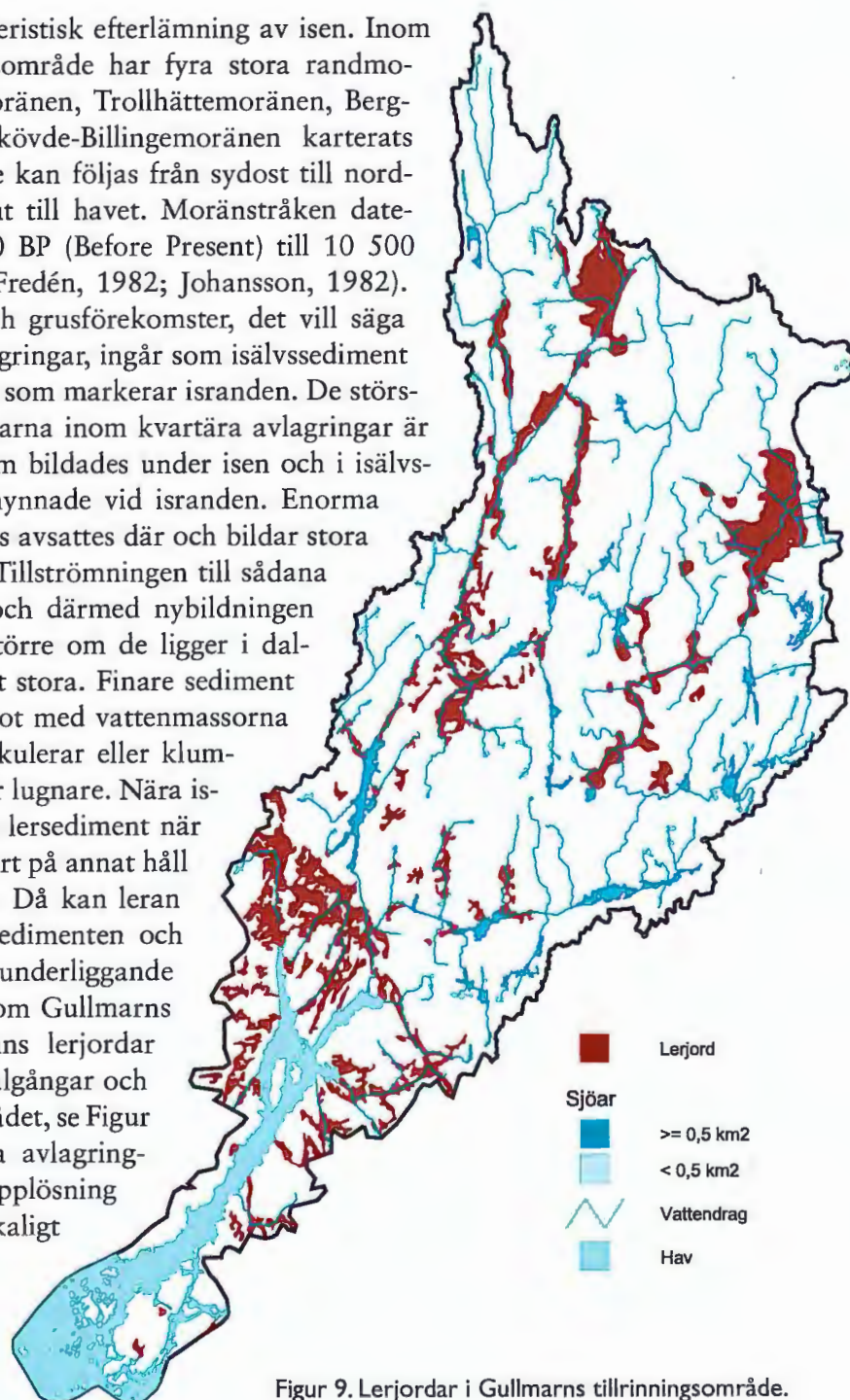


Vattendirektivet förutsätter ett visst kvantitativt grundvattenuttag ur berg. De uttagsmängder som är möjliga i Gullmarns tillrinningsområde är för små för att behöva vara med i en första karakterisering. Hydrogeologiska kartläggningar i kristallint urberg är komplicerade och därför bör karakteriseringsinsatser inom Gullmarns tillrinningsområde inriktas mot kvartära sediment, där det finns större uttag idag och där det kan finnas större grundvattenförekomster för framtida uttag.

2.5.3 Kvartära jordarter

De kvartära sediment som täcker berggrunden i Gullmarns tillrinningsområde är 1500 till 1000 miljoner år yngre än urbergarterna. De flesta kvartära sediment är avlagringar som den senaste avsmältningen av inlandsisen lämnade kvar. Den senaste istiden, Weichsel, började för ca 115 000 år sedan och innebar flera nedisningar där Sverige var täckt av inlandsis. Kalla perioder avlöstes av varma mellanistider där ismassan smälte. Den senaste mellanistiden började för 23 000 år sedan. Isranden gick då genom norra Polen, norra Tyskland och de västra delarna av Danmark. Under avsmältningsprocesserna försköts isranden allt mer norrut.

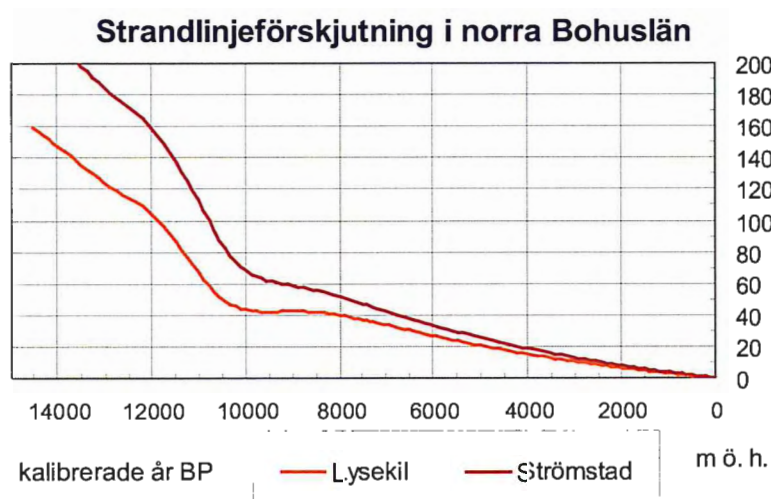
Morän är en karakteristisk efterlämning av isen. Inom Gullmarns tillrinningsområde har fyra stora randmoränstråk: Berghemsmoränen, Trollhättemoränen, Berghemsmoränen och Skövde-Billingemoränen karterats (Johansson, 1982). De kan följas från sydost till nordväst till Norge eller ut till havet. Moränstråken dateras till mellan 13 000 BP (Before Present) till 10 500 BP (Berglund, 1979; Fredén, 1982; Johansson, 1982). Glacifluviala sand- och grusförekomster, det vill säga delta- eller sanduravlagringar, ingår som isälvssediment ofta i randmoränstråk som markerar isranden. De största grundvattentillgångarna inom kvartära avlagringar är porakviferer i åsar som bildades under isen och i isälvsdeltan, där älvarna mynnade vid isranden. Enorma mängder sand och grus avsattes där och bildar stora grundvattenmagasin. Tillströmningen till sådana grundvattenmagasin och därmed nybildningen av grundvatten blir större om de ligger i dalgångar eller är mycket stora. Finare sediment som lera följde däremot med vattenmassorna längre bort. Lera flockulerar eller klumpar ihop där vattnet är lugnare. Nära isranden kan det finnas lersediment när utflödet sker längre bort på annat håll vid ett senare tillfälle. Då kan lera lägga sig över isälvssedimenten och utgöra ett skydd för underliggande vattenförekomster. Inom Gullmarns tillrinningsområde finns lerjordar sammanhängande i dalgångar och kan visas för hela området, se Figur 9. De andra kvartära avlagringarna behöver större upplösning då de är mycket småskaligt fördelade.



Figur 9. Lerjordar i Gullmarns tillrinningsområde.

Nästan en fjärdedel av Gullmarns tillrinningsområde täcks inte av kvartära sediment, utan berg går i dagen eller täcks bara av ett tunt moräntäcke. Olika teorier försöker förklara detta fenomen som speciellt för svenska Västkusten. En teori är att det fanns en extra stark strömning inom det yttre partiet av is som rörde sig längs randen av inlandsisen. Ismassan drog som en rakhyvel över landskapet och tog på oskyddade ställen med sig allt, också avlagringar från tidigare nedisningar och ännu mer vid isranden. En annan teori är att stora sedimentmängder transporterades ut i havet när landet låg under högsta kustlinjen.

Tidvis låg stora delar av Gullmarns tillrinningsområde under högsta kustlinjen, HK (Figur 7). HK kan rekonstrueras genom spår som havet har lämnat efter sig. Grova material som grus och block är kvar medan det finare ler- och silt partiklarna har följt med havsströmmarna. Kartering av exempelvis morän med sådant svallat ytskikt samt grus- och skalbankar ger en uppfattning var HK låg. En förklaring till de ansevärd höjdskillnaderna beträffande havsnivån ligger i att Sverige påverkades av landhöjningen efter avsmältningen, därför att inlandsisen hade tyngt ner landet extra mycket på grund av sin tjocklek här. Landet höjde sig sedan igen när detta tryck försvann. Dessutom höjdes havets vattennivå när enorma mängder smältvatten rann ut i havet. Båda processerna tillsammans kan konstruera en strandlinjeförskjutning inom olika geografiska områden. I Figur 10 presenteras strandlinjeförskjutningarna för Lysekil och Strömstad.



Figur 10.
Strandlinjeförskjutning i norra Bohuslän under holocen; BP = before present (Påsse, 2003).

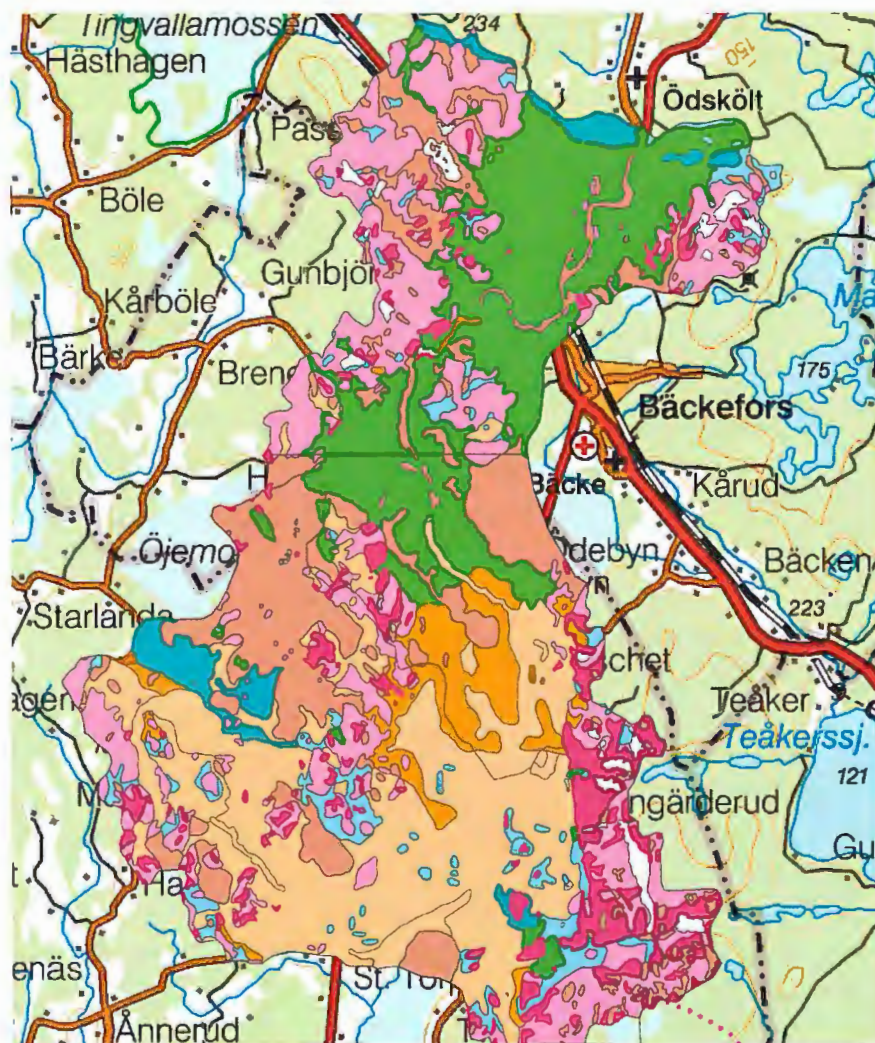
Diagrammet visar att för 12 000 år sedan låg strandlinjen i Lysekils trakt ungefär 100 meter högre än havsnivån är nu och vid Strömstad 160 meter högre.

2.5.4 Exemplifiering av hur lokala jordartskartor används för att få information om grundvattenförekomster

Gullmarns tillrinningsområde består av tre avrinningsområden, Gullmarns, Valboåns, Örekilsälvens, vilka i sig består av flera delavrinningsområden. SGU har i höst (2005) levererat geologiska lokala jordartskartor, i skala 1:50 000, som databaser. Lokala jordartskartor visar i stort förhållandena 0,3-0,5 m under markytan. Nedan presenteras exempel om hur information från geologiska lokala jordartskartor kan nyttjas för en första bedömning om möjliga grundvattenförekomster för några delavrinningsområden. Eftersom karakterise-

ringen av ytvatten rapporteras per delavrinningsområde i denna rapport kan kartläggningen av grundvattenförekomsterna användas till direkta jämförelser. Om påverkan finns på ytvattnet så kan hot mot grundvattenförekomster lättare upptäckas. Urvalet av delavrinningsområden gjordes så att den enskilt största grundvattenförekomsten finns med; övriga delavrinningsområden valdes för att de är typiska för jordartsfördelningen mer generellt eller är bra exempel för att diskutera vidare tillvägagångssätt.

Delavrinningsområdena klipptes ur de lokala jordartskartorna från databasen. En genomgång av hela Gullmarns tillrinningsområde kommer att presenteras i rapport nr. 2006:11. Det framgår inte av kartorna hur mäktiga de olika kvartära avlagringarna är, då de visar sedimentförhållanden vid 0,3 m till 0,5 m djup. Lera och lera/finsilt bör exempelvis ha en större mäktighet än 3 m för att en eventuellt underliggande grundvattenförekomst ska anses vara skyddad (Naturvårdsverket [3], 1999). Ett nationellt borrhregister så som det i Danmark och i andra EU-länder saknas i Sverige. För att få en uppfattning om sedimentens mäktighet behövs kännedom om lagerföljdens mäktighet. Borrhprotokoll från olika undersökningar inom byggprospektering och prospektering för infrastruktur finns inte samlade, utan får letas upp hos kommuner, statliga verk som Vägverket, Banverket och Statens geotekniska institut, samt hos enskilda konsulter och underkonsulter. SGU har relevant data från själva karteringen och grusinventeringar. Beskrivningar till de lokala jordartskartorna är under bearbetning.



Figur 11.
Delavrinningsområde
652052-128826
och 651735-128680
tillhörande Valboåns
avrinningsområde klippta
mot kartor ur lokala
regionala databaser ©
Sveriges Geologiska
Undersökning

Jordarter	
	Organisk jordart
	Lera
	Silt
	Sand
	Grus
	Sten-block
	Isälvs sediment, sand-block
	Moränlera
	Morän
	Berg/Morän
	Berg
	Fyllning
	Övrigt
	Vatten

Delavrinningsområde 652052-128826 och 651735-128680 tillhörande Valboåns avrinningsområde

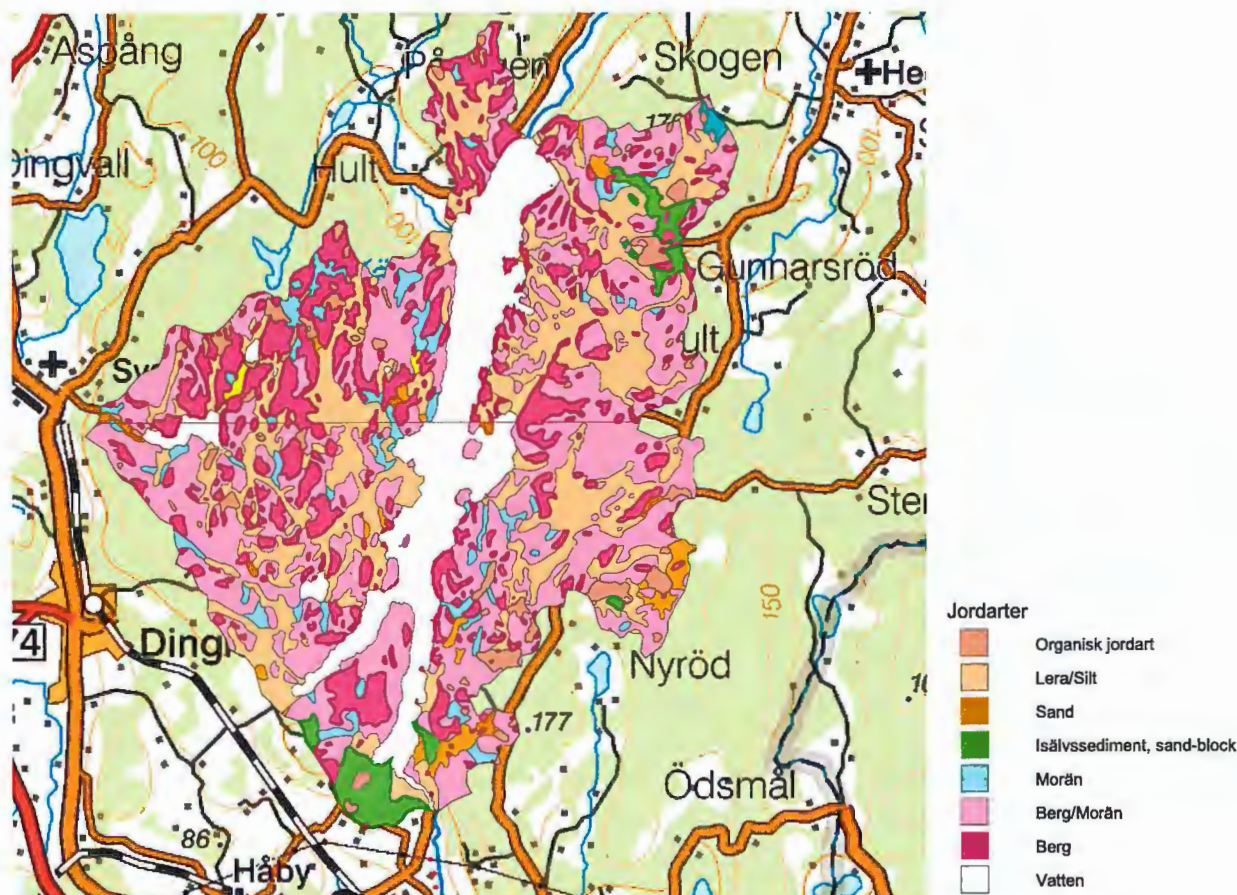
De största grundvattentillgångarna finns sydost om Dals Ed inom Valboåns avrinningsområde, vid Ödskölts moar. Enorma mängder isälvsediment bestående av sand och grus avsattes där och bildade stora grundvattenförekomster. Isälvsavlagringen är väl beskriven i en avhandling (Johansson, 1982). Två moränstråk markerar randlägen isranden under en avsmältningsperiod i nordostlig riktning. De tillhör Skövde-Billingemoränen som går att följa in i landet och till norska kusten. Johansson (1982) drar slutsatsen att HK föll 20 meter under bildningen av komplexet, som då motsvarar en avsmältningsperiod av 250-300 år. För den smältande ismassan fanns bara en smal dräneringsled över Torp eller Ellenösjön vidare västerut via Viksjön till Saltkällefjorden. Det marina vattnet kunde strömma in via samma passage när området delvis låg under HK och borde ha täckt israndbildningen. I och med att havsvattnet möttes av stora mängder utströmmande smältvatten hindrades detta åtminstone periodvis. Utöver klimatiska faktorer som påverkar israndens fram- och tillbakadragande har en stor dynamik påverkat isälvsedimenten som gör att avlagringen är ett komplex där det kan finnas olika grundvattenförekomster (Johansson, 1982). För att kunna karakterisera grundvattnet enligt Vattendirektivet krävs en hydrogeologisk specialkartering. Kartläggning av grundvattenmagasin bygger på kännedom om storlek, tillrinningsområden och kemi för de enskilda grundvattenförekomsterna inom magasinet, det vill säga komplexen och hur de hänger ihop. Sandförekomsten söder om isälvsavlagringarna bör också karakteriseras enligt Vattendirektivet.

Ett område med lera/finsilt finns söder om isälvsavlagringen och den anslutande sandförekomsten. Där kan det finnas skyddade grundvattentillgångar. Leran kan avsättas både långt ifrån isranden och nära isranden när utflödet sker vid annat håll. Stora sammanhängande arealer med lera/finsilt finns framför allt inom Valboåns avrinningsområde, men också inom Örekilsälvens avrinningsområde och i norra delen av Gullmarns avrinningsområde. Det är möjligt att isälvsavlagringen eller sandförekomsten fortsätter in under leran. Johansson (1982) har använt sig av en inventering av dåvarande och nedlagda grustäcker, vilket bör göras i större utsträckning som komplement för att få en uppfattning om möjliga grundvattentillgångar.

Utmärkande för de två valda delavrinningsområdena i nordost är förutom isälvsavlagringarna och området med lera/finsilt en relativt stor andel organiska jordarter. Liknande höga andelar av organiska jordarter finns i den norra delen av Valboåns avrinningsområde och i den nordvästra delen av Örekilsälvens avrinningsområde, där har stora arealer markavvattnats. Områden med berg i dagen och tunt moräntäcke är inte av intresse för grundvattenförekomster.

Delavrinningsområde 649838-125866 tillhörande Örekilsälvens avrinningsområde

I södra delen av Örekilsälvens avrinningsområde finns en betydligt mindre andel "organisk jordart" och mera berg i dagen eller berg med ett tunt moräntäcke. Detta delavrinningsområde är ganska typiskt för hela avrinningsområdet, spridda fläckar med berg i dagen, ett tunt täcke av morän och lera/finsilt dominerar.



Figur 12. Delavrinningsområde 649838-125866 tillhörande Örekilsälvens avrinningsområde klippt mot kartor ur lokala regionala databaser © Sveriges Geologiska Undersökning

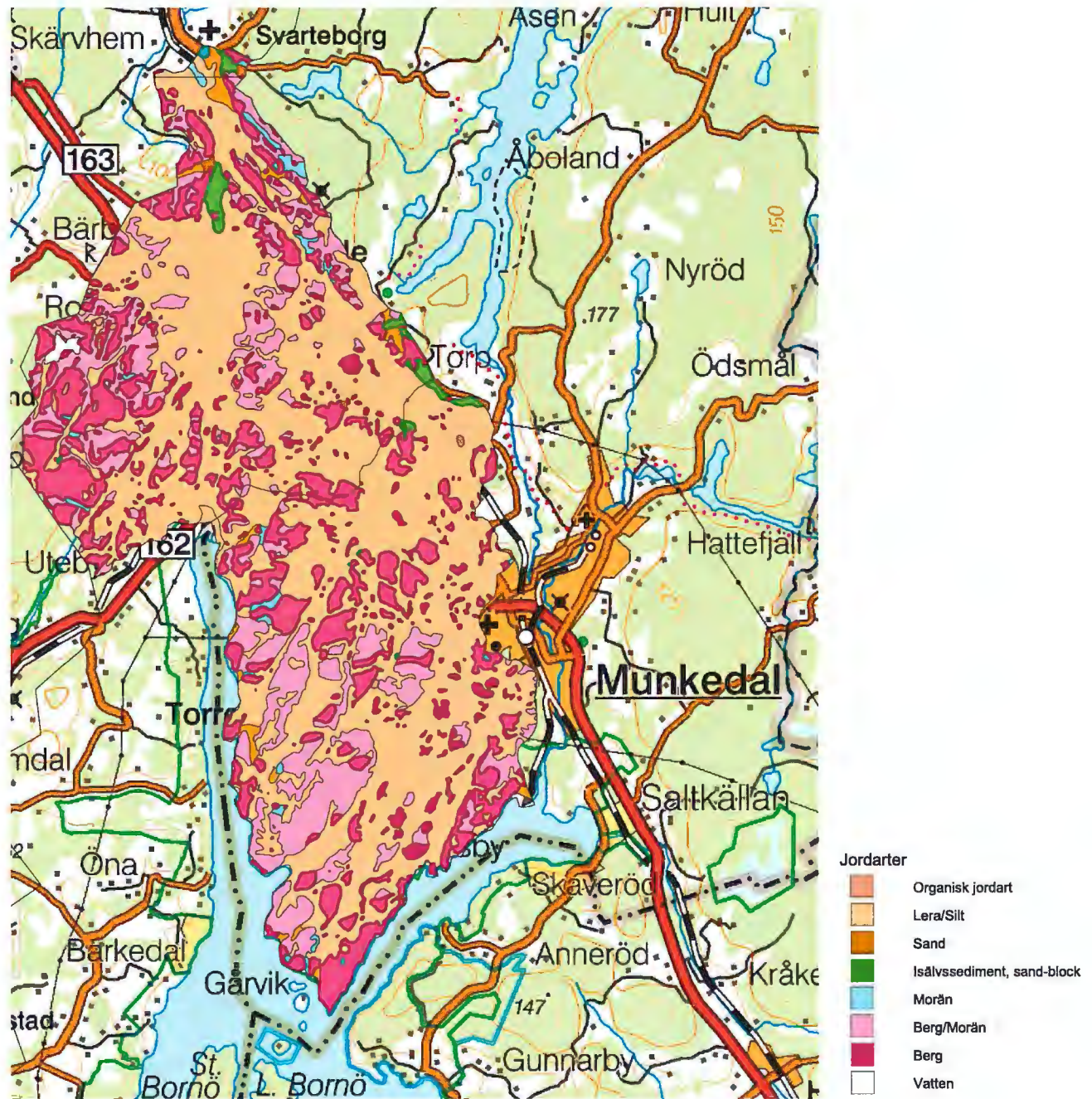
Kring Kärnsjön som ytvattentäkt pågår vidare arbete med utformning av vattenskyddsområde enligt nya riktlinjer (Naturvårdsverket, 2003; Kvarnstedt, 2004). Grundvattentillgångar kan finnas i tre mindre isälvsavlagringar och två sandförekomster samt i dalgångar under lera/finsilt. Moränområden är mera frekventa än i andra delavrinningsområden, men mycket utspridda och alltför små för att ge tillräckligt med grundvatten.

Området är mycket försumningskänsligt med berg i dagen som har låg buffertförmåga eller endast tunna täcksikt av morän. Dessa förhållanden leder samtidigt till snabb ytvavrinning. Lera/finsilt som täcker avsevärda arealer saknar vattengenomsläpplighet och ger inte heller en buffert mot försumning. De små moränområdena borde kunna ha en liten försumningsdämpande effekt om de innehåller långt transporterade sediment med katjoner för jonutbyte.

Delavrinningsområde 649469-125336 och 648820-125571 tillhörande Gullmarns avrinningsområde

Längre söderut ansluter de två nordligaste delavrinningsområden inom själva Gullmarns avrinningsområde. Grundvattentillgångar kan finnas i mindre isälvsavlagringar och sandförekomster. Framför allt i anslutning till dessa kan det även finnas grundvattenförekomster under lera/finsilt som täcker stora arealer.

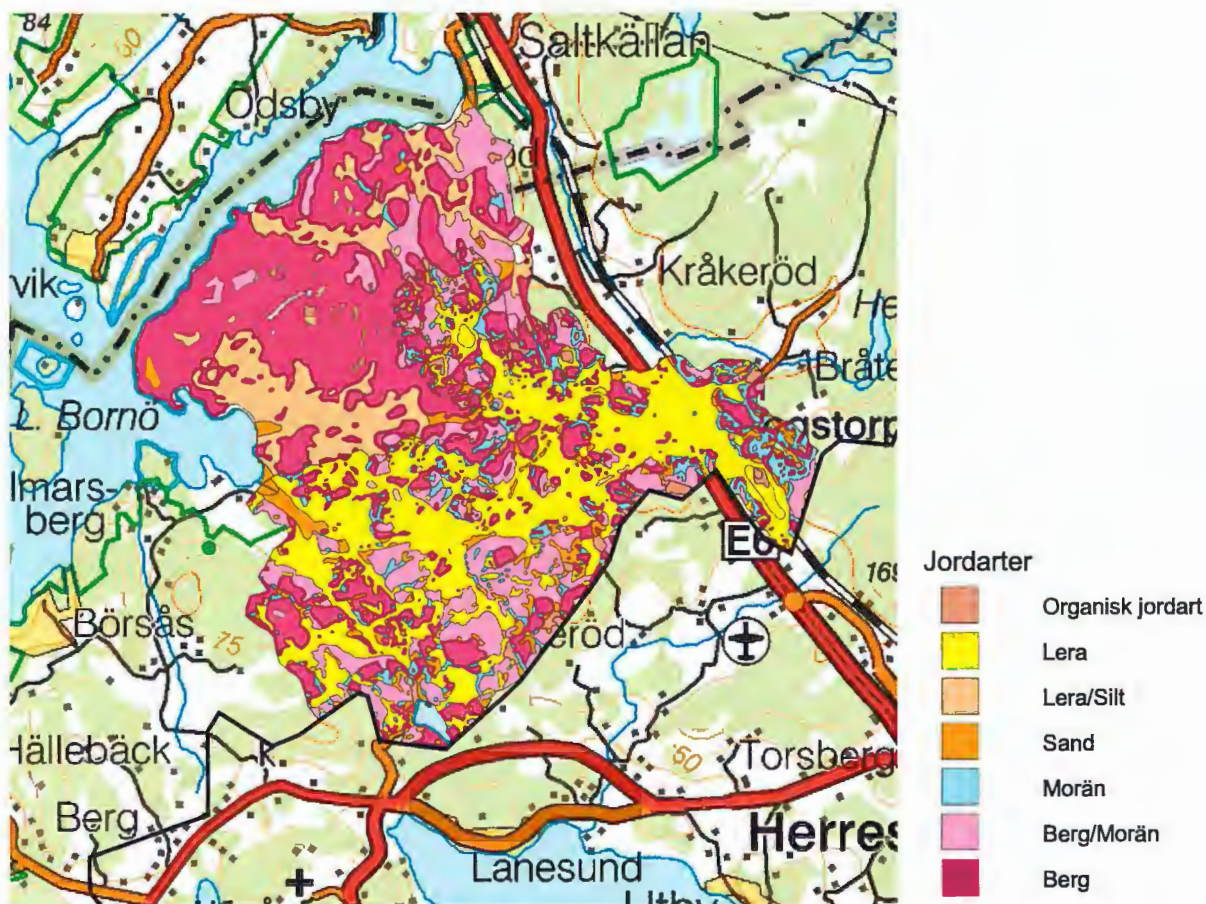
Dominansen av lera/finsilt är så stor att området inte är karakteristiskt för jordartsfördelningen inom Gullmarns avrinningsområde



Figur 13. Delavrinningsområde 649469-125336 och 648820-125571 tillhörande Gullmars avrinningsområde klippta mot kartor ur lokala regionala databaser © Sveriges Geologiska Undersökning

Delavrinningsområde 648348-125786 och 647988-125961 tillhörande Gullmars avrinningsområde

I de två delavrinningsområden som ligger i sydöstra delen av området dominerar urberget inom den norra delen. Moränområden finns fläckvis frekvent; de är dock för små i sin utbredning för att kunna innehålla grundvatten. På grund av sin ringa utbredning kan de inte heller ha en positiv effekt mot förorening.



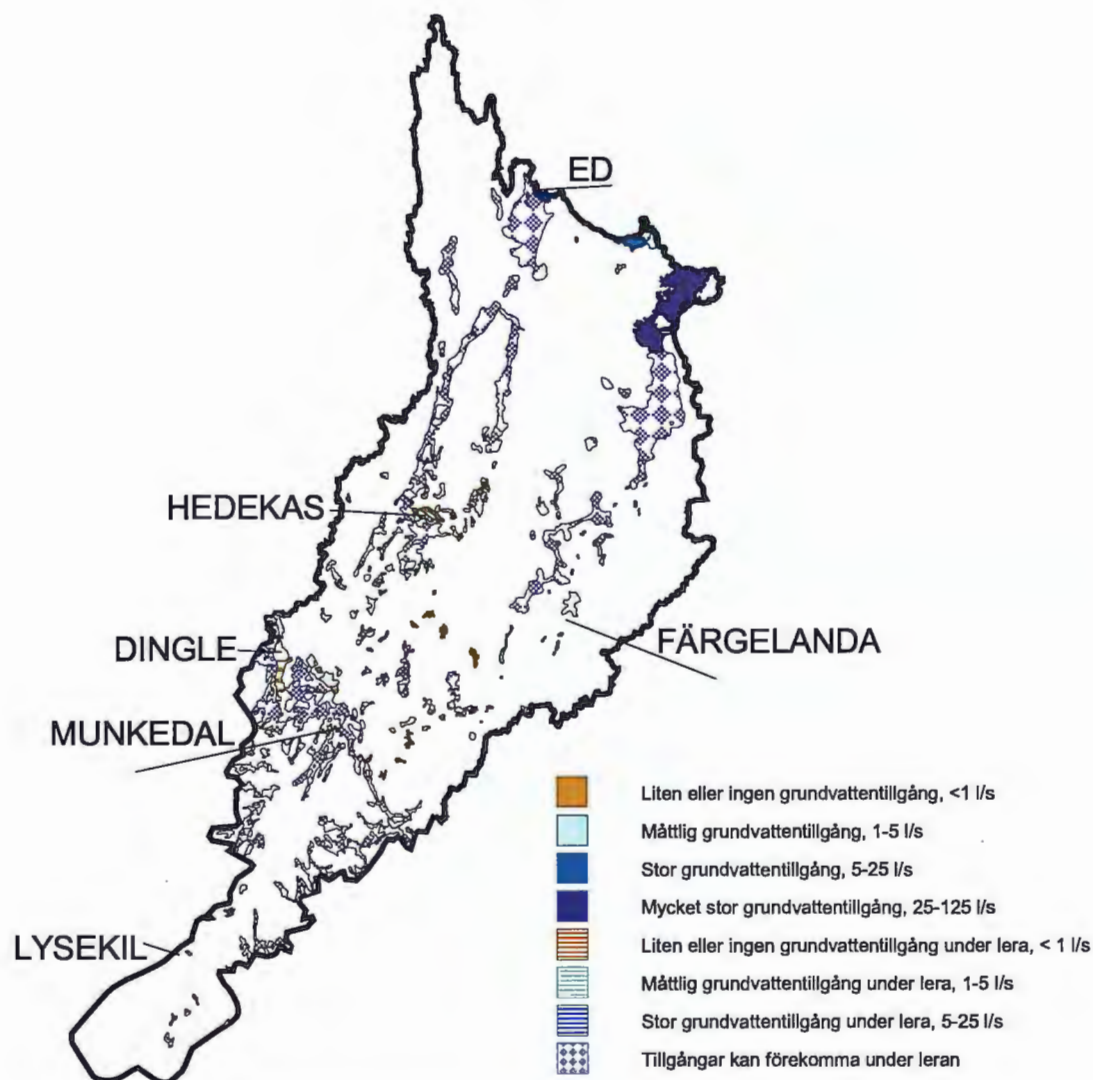
Figur 14. Delavrinningsområde 648348-125786 och 647988-125961 tillhörande Gullmarns avrinningsområde klippta mot kartor ur lokala regionala databaser © Sveriges Geologiska Undersökning

Under leran i dalgångarna kan det teoretiskt finnas tillgång på grundvatten. Större kapaciteter är inte uteslutet på grund av att morän finns i området, dock mindre sannolika därför att isälvsavlagringar saknas och sandförekomsterna är små. I rapport nr. 2006:11 finns en mer noggrann och utförlig genomgång av de lokala jordartskartorna för samtliga delavrinningsområden. Det presenterade urvalet visar att information från lokala jordartskartor är värdefull för att utvärdera var det kan finnas grundvattenförekomster för framtida uttag.

2.5.5 Rapporteringsförekomster - grundvatten i kvartära jordarter

Nedan presenteras ett urklipp för Gullmarns tillrinningsområde ur den översiktliga karta över grundvattentillgång i kvartära avlagringar som låg till grund för rapporteringen till EU, se Figur 15.

De första utvalda delavrinningsområdena med isälvsediment från Valboåns avrinningsområde i nordost (Figur 15) känns igen som den största grundvattentillgången på rapporteringskartan. De tre övriga exemplen ur den lokala jordartsdatabasen med skala 1:50 000 som valdes för närmare granskning ligger inom intressanta delar av översiktsskarta. Tolkningen vinner tydligt på en presentation i mindre skala och är komplicerad, vilket visar att rapporteringen bör kompletteras med bedömningar på mer detaljerad nivå som utvärdering av lokala jordartskartor.



Figur 15. Rapporteringskarta över grundvattentillgång i kvartära avlagringar inom Gullmarns tillrinningsområde; klipp ur den regionala databasen © Sveriges Geologiska Undersökning

Rapporteringskartan har använts för arealberäkningar. Se Tabell 5. Arealen är beräknad i km². De mycket stora grundvattentillgångarna i form av isälvsavlagringar och sand utgör cirka 1 % av totalarean. Kategorin *Stor grundvattentillgång, delar under täta jordlager, storleksordningen 5-25 l/s* har ungefär 0,2 % andel av totalarean. Båda kategorierna bör prioriteras för hydrogeologiska undersökningar.

Tabell 5. Grundvattentillgång i kvartära avlagringar areal i km² inom Gullmarns tillrinningsområde beräknat med ArcView (rapporteringskarta och regionala databasen © Sveriges Geologiska Undersökning).

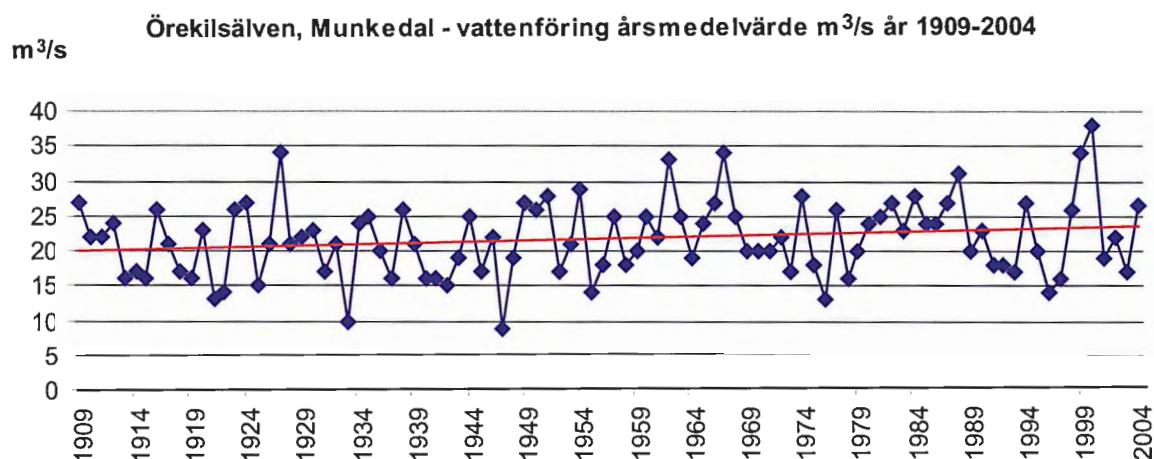
KATEGORI	AREA (km ²)	ANDEL av totalarean (%)
Inga grundvattenförekomster enligt EG:s Ramdirektiv för vatten	1480,4	85,00
Vattenförande friktionslager kan förekomma i och/eller under täta jordlager (lera)	184,6	10,60
Mycket stor grundvattentillgång, storleksordningen 25-125 l/s	19,5	1,12
Stor grundvattentillgång, delar under täta jordlager, storleksordningen 5-25 l/s	3,9	0,23
Måttlig grundvattentillgång, delar under täta jordlager, storleksordningen 1-5 l/s	15	0,86
Övrigt	28,4	2,19
Totalarea:	1741,8	100

Dessa 1,2 % kan jämföras med dryga 10 % av totalarean som vi inte vet tillräckligt mycket om. Rubriken *Vattenförande friktionslager kan förekomma i och/eller under täta jordlager (lera/finsilt)* gör det svårt att hålla tidsplanen enligt Vattendirektivet för karakterisering av grundvattenförekomster inom Gullmarns tillrinningsområde. Just grundvattenförekomster i isälvsavlagringar kan förväntas överstiga 10 m³ per dygn, och vara av intresse för framtida vattenanvändning. En noggrann undersökning av möjliga isälvs- och sandförekomster, är mest mycket angeläget i södra delen av Gullmarns tillrinningsområde. Där är det ont om grundvattentillgångar och befolkningen tiodubblas under sommarhalvåret.

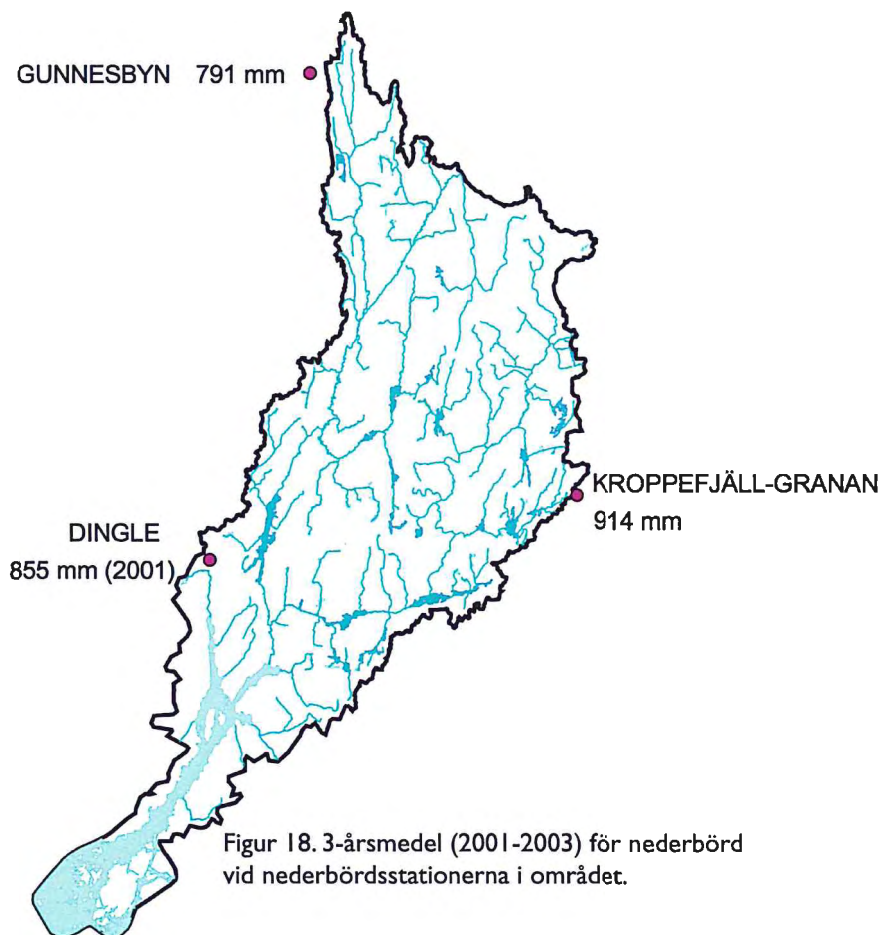
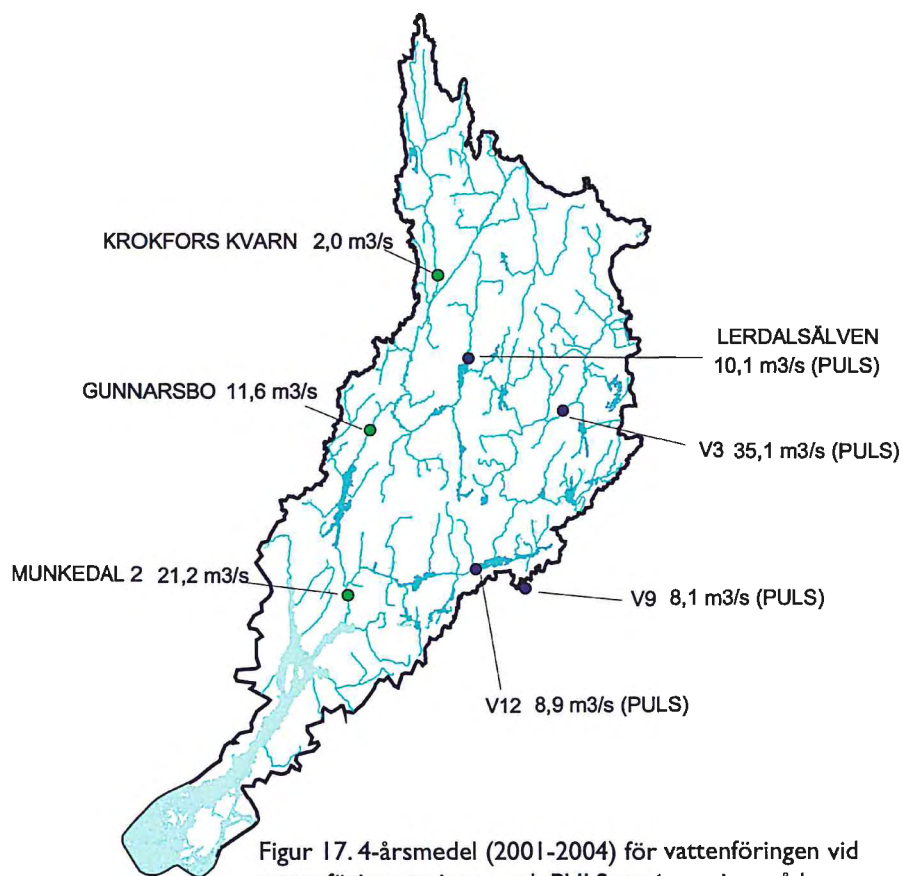
För sådana möjliga grundvattenförekomster i dalgångar under lera/finsilt eller lera kan det vara en hjälp att först utvärdera lokala jordartskartor för prioritering av enskilda delavrinningsområden som ovan. Sannolikheten för att det finns grundvattentillgångar blir större om det finns morän, isälvsavlagringar och/eller sanduravlagringar inom delavrinningsområdet.

2.6 Nederbörd och vattenföring

I Gullmarns tillrinningsområde ligger i ett område med en hög nederbörd (SMHI, 2005), vilket ger en hög vattenföring som i sin tur påverkar transporten av näringsämnen. Kommunerna runt Gullmarn antog tidigt en plan för att vattnet som rinner ut i fjorden ska påverkas så lite som möjligt. Detta innebär att det finns restriktioner för bebyggelse och för utsläpp från verksamheter (Norling & Sköld, 2002). I området finns tre nederbördsstationer och sex vattenföringsstationer, varav tre är PULS-stationer. PULS är en modell som används av SMHI för att beräkna vattenflödet vid en viss punkt.



Figur 16. Vattenföringen vid provstationen Örekilsälven, Munkedal som ingår i SLU:s provtagningsprogram (flödesmynningar).



3. Mänsklig påverkan

I stort sett hela Örekilsälvens vattensystem är antropogent påverkat. Diffusa utsläpp av föroreningar, fördämningar och regleringar, försurning och sjösänkningar är exempel på detta. Regleringsdammar påverkar ytvatten och fördämningarna utgör vandringshinder för lax och öring, även om laxtrappor finns på vissa platser. Tätortsarealen i området är liten och industriverksamheten som bedrivs i tillrinningsområdet anses vara liten. Utsläppen består därför främst av näringsläckage från jordbruksarealen samt från glesbebyggelse som har enskilda avlopp med varierande rening. Dessa utsläpp verkar eutrofierande på sjöarna och vattendragen (Länsstyrelsen i Älvsborgs Län, 1989). Området påverkas också av en tiofaldig ökning av befolkningen under sommarmånaderna, eftersom det är ett viktigt rekreatiomsområde. Detta medför också ett stort antal fritidsbåtar på Gullmarn, (Lindahl et al., 1998).

I Gullmarns tillrinningsområde finns det tre grundläggande problem:

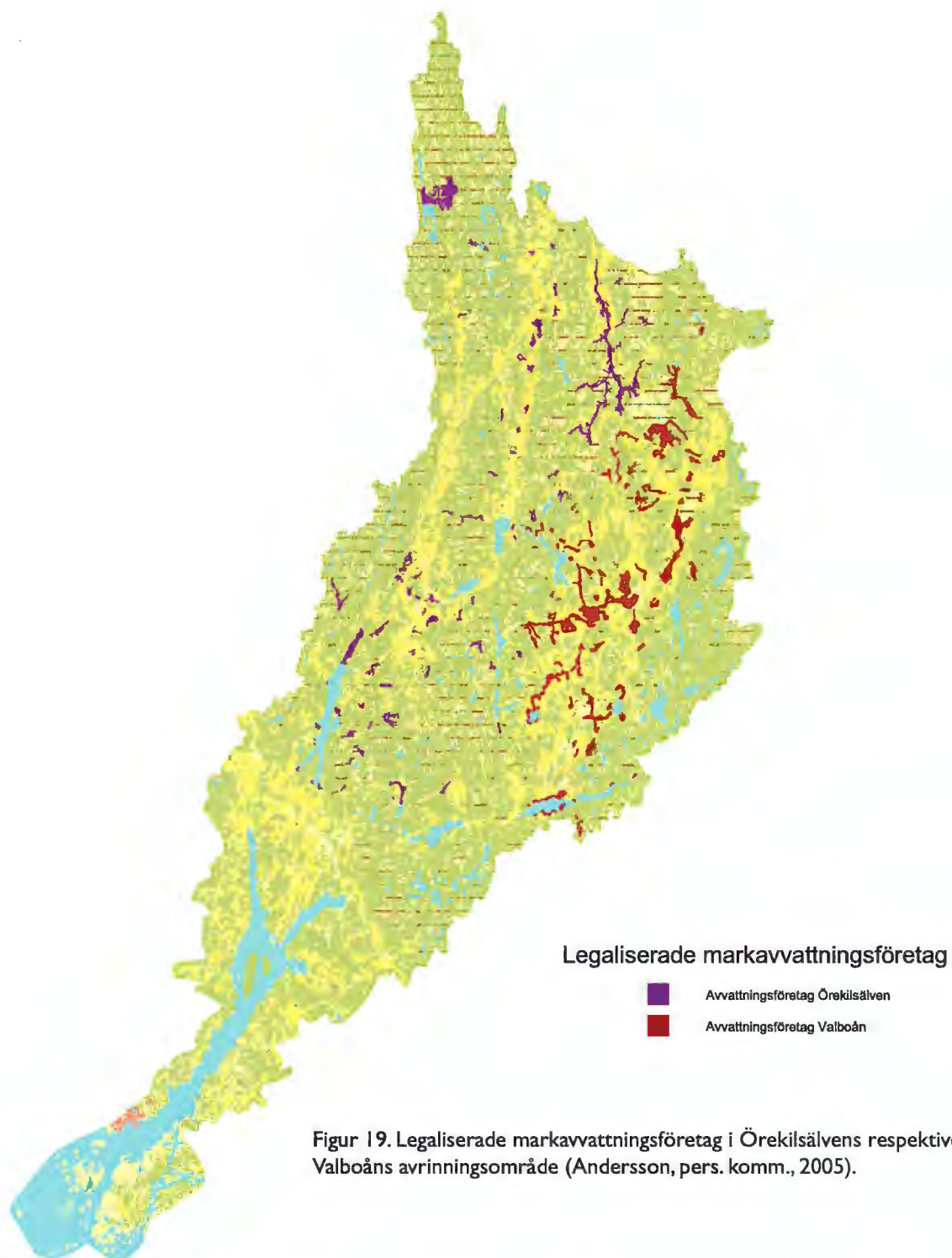
- 1) Försurning
- 2) Eutrofiering
- 3) Fysisk påverkan

Dessa problem beskrivs i avsnitten 3.3 och 3.4.

3.1 Historisk påverkan

Eutrofieringen (övergödningen) har viss grund i historiska ingrepp i landskapet. För flera hundra år sedan började man dika ut blöta marker för att kunna använda dem för odling. Efter inlandsisen låg stora delar av Gullmarns tillrinningsområde under Högsta Kustlinjen, det vill säga under vatten. Dessa områden som bestod av svårbearbetade lerjordar användes först till ängsmark som inte krävde upparbetning. För att kunna använda markerna som betes- och åkermark behövdes de dikas ut. Någon större omfattning på dikningen skedde dock inte förrän på 1700- och främst 1800-talet i Sverige då markavvattning blev något varje markägare var skyldig att utföra.

En kartläggning av de historiska våtmarkerna i Västra Götaland har gjorts bland annat för Örekilsälvens avrinningsområde (Länsstyrelsen i Västra Götalands län [1], 2004). Som underlag för våtmarksutredningen på 1800-talet har Generalstabskartan använts. Materialet till denna karta producerades under lång tid och området kring Örekilsälven karterades mycket tidigt när karteringsmetoderna var dåligt utvecklade. Därför finns tyvärr stora måtfel som underskattar våtmarkernas utbredning på 1800-talet jämfört med idag. ger skenbart fler våtmarker i nutid. Statistik över antal sänkta/torrlagda sjöar (11) och legaliserade markavvattningsföretag (130) visar att påverkan på hydrologin är omfattande. Figur 19 visar alla legaliserade markavvattningsföretag i Örekilsälvens och Valboåns avrinningsområde.



Figur 19. Legaliserade markavvattningsföretag i Örekilsälvens respektive Valboåns avrinningsområde (Andersson, pers. komm., 2005).

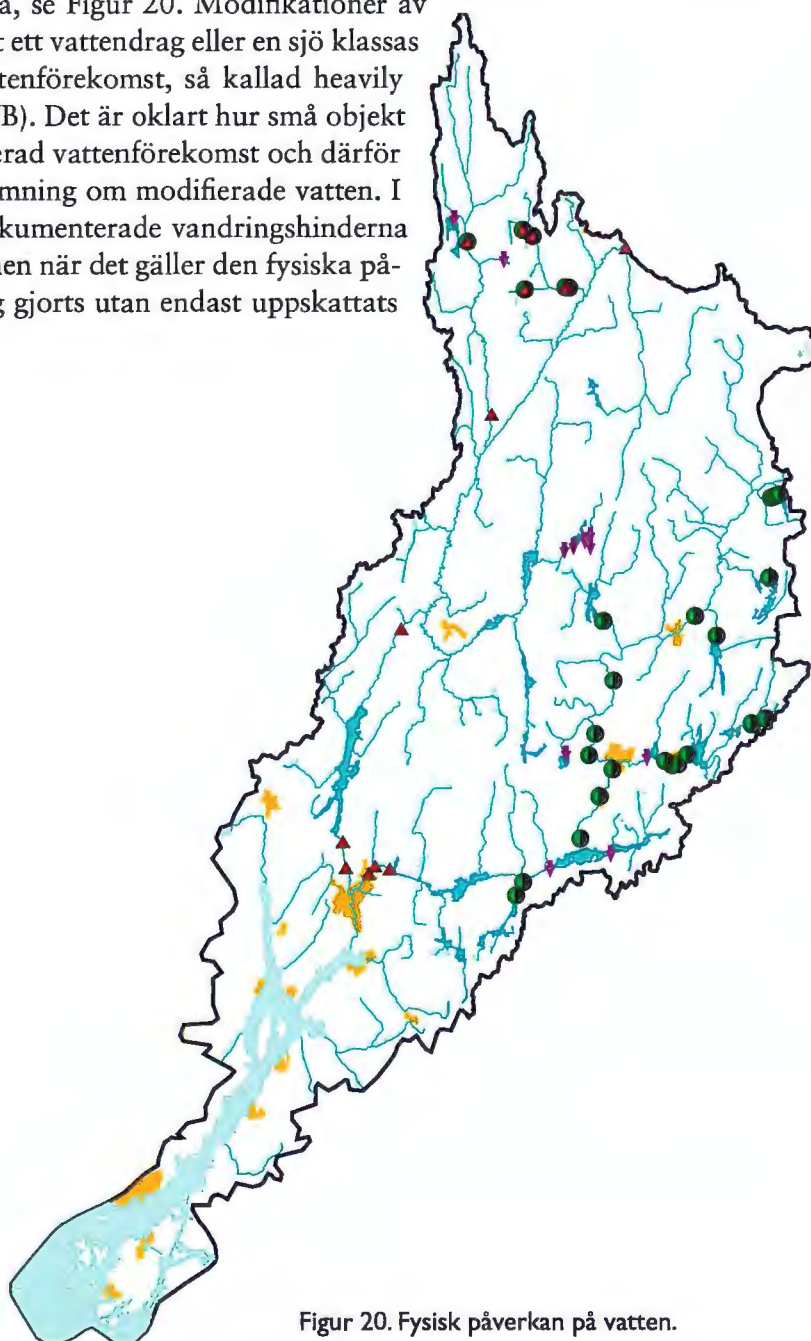
Utdikningar, sjösänkningar och rätningar av vattendrag har alltså gjorts för att effektivisera jordbruket men detta har gett bakslag i form av övergödning av vattendrag och hav. Åtgärderna ökar flödet, vilket minskar sedimentationen av partiklar och möjligheterna för näringsämnena att tas upp av växtlighet. Därtill kommer felaktig gödsling, avsaknad av kantzoner som fångar upp närsalter och framförallt att åkermarkens dränering för bort nyttig näring från den odlade marken.

Historiskt sett har Örekilsälven använts för vattenkraft och påverkats av mänsklig aktivitet som flottning. I området kring Munkedal nyttjades Örekilsälven redan på 1500-talet som vattenkraft för sågar och kvarnar. Älven räknas som den äldsta reglerade flottleden och tjänade som flottled för timmer från 1600-talet. I och med förbättrade vägkommunikationer och teknikframsteg upphörde kvarn- och sågverksrörelsen helt under 1940-talet.

Pappersbruket Munkedals AB grundades 1871 och heter i dag Arctic Paper Munkedals AB. Vid den tiden tillverkade företaget mekanisk massa men 1890 övergick produktionen till kemisk sulfitmassa. Gullmarns ytvatten påverkades kraftigt av avloppsvatten från sulfitbruket fram till 1966 då man helt bytte till produktion av papper. Under åren har reningen förbättrats vid pappersbruket, och utsläppen av bland annat syreförbrukande material och näringsämnen har minskat och är i dag mycket små (ALcontrol Laboratories, 2001).

3.2 Vandringshinder och dammar

Stora delar av Gullmarns tillrinningsområde har använts som flottningsled, vilket har lett till att vattendrag har rätats och sjöar har sänkts för att underlätta transporter. Det finns även flera vandringshinder som hindrar vandring av främst lax och öring, men även andra arter av fisk och bottenfauna, se Figur 20. Modifikationer av den här typen kan leda till att ett vattendrag eller en sjö klassas som kraftigt modifierad vattenförekomst, så kallad heavily modified water body (HMWB). Det är oklart hur små objekt som kan klassas som modifierad vattenförekomst och därför har vi inte gjort någon bedömning om modifierade vatten. I den här rapporten tas de dokumenterade vandringshinderna för havsöring och lax upp, men när det gäller den fysiska påverkan har ingen inventering gjorts utan endast uppskattats genom att studera kartan.



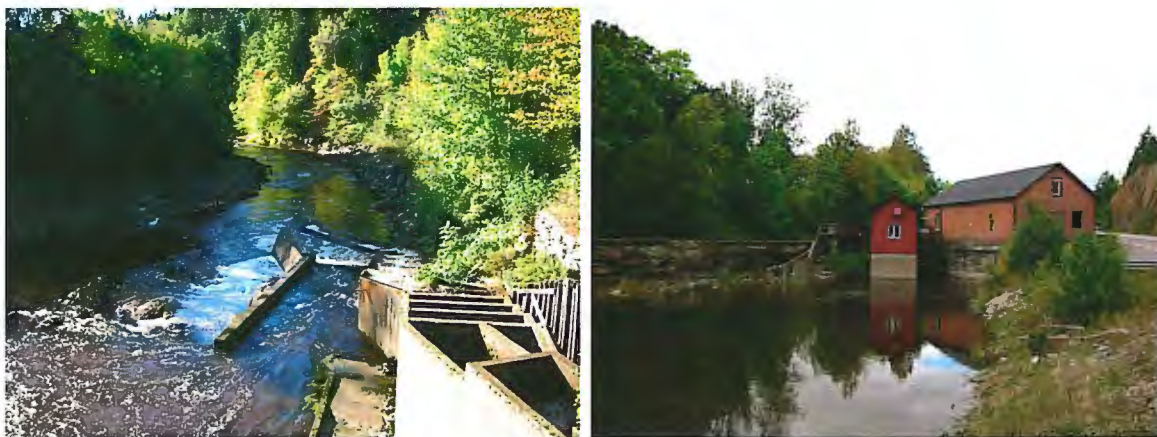
Figur 20. Fysisk påverkan på vatten.

Det finns även flera dammbyggen som hindrar vandring av fisk och bottenfauna. Vandringshinder och dammar påverkar biologin i olika utsträckning beroende på deras utformning och om de är artificiella eller naturliga hinder. Ett naturligt vandringshinder påverkar inte statusen eftersom biologin runt omkring är anpassad till hindret. Ett artificiellt hinder påverkar däremot biologin i olika grad beroende på hur det är uppbyggt. Ett definitivt artificiellt vandringshinder hindrar migration av olika fiskarter och skiljer olika biotoper från varandra, vilket leder till att vattendragets "naturlighet" minskar. Eftersom fisk som havsöring, lax och ål inte kan vandra uppströms till sina lekplatser kan ett definitivt artificiellt vandringshinder göra att statusen uppströms försämras. Vissa artificiella vandringshinder har laxtrappor och ålyngelledare som gör att en del av naturligheten bibehålls och därmed behöver inte statusen försämras. Inom Gullmarns tillrinningsområde är det Örekilsälven och nedre delen av Munkedalsälven som är intressanta ur lax och havsöringssynpunkt.

Örekilsälven

Örekilsälven är ett av västkustens viktigaste laxproducerande vattendrag och har en ursprunglig laxstam som aldrig har varit utslagen, vilket ger älven ett mycket högt skyddsvärde. Det är därför viktigt att det finns en fri väg för fiskarna upp till deras leklokaler. Det finns ett antal vandringshinder i Örekilsälven varav de flesta är artificiella. Det första hindret i Örekilsälven är naturligt (Brålandsfallet) och var tidigare ett besvärligt hinder som endast kunde passeras vid högvattenföring. I dag finns det laxtrappa som gör att hindret kan passeras även vid lägre vattenföring. Nästa vandringshinder är Torp damm som ligger 5–6 km uppströms Brålandsfallet. Den är ett definitivt hinder utrustat med laxtrappa och ålyngelledare. Laxtrappan har inte fungerat helt tillfredställande eftersom endast ett fåtal öringar har passerat en automatisk "fiskräknare". Det kan dock tilläggas att utrustningen har varit trasig vid ett par tillfällen och det är mycket möjligt att fisk kan ha passerat utan att bli registrerad. År 2005 ska 14 "objekt" ha passerat dammen enligt fiskräknaren. Laxtrappan kommer eventuellt att förbättras i framtiden för att få en väl fungerande fiskväg. Uppströms Kärnsjön ligger Lilla röd, en damm med en mindre kraftanläggning, där passage endast kan ske vid högvattenflöde och torrläggning av fåran nedströms sker tidvis. En utrivning av Lilla Röd damm är planerad att utföras under 2006 (Thorsson & Westberg, 2000, pers. komm., Bäckstrand, 2005, pers. komm. Winblad, 2005).

Vandringshindren i Örekilsälven försvårar vandring av öring och lax. Detta gör att god status inte kan nås vid Torp damm och i vattenförekomster som leder till lekplatser uppströms Lilla Röd.



Figur 21. Laxtrappa vid Kärnsjön (t.v.). Damm vid Ellenösjön (t.h.). Foto: Håkan Lagesson, 2004.

Munkedalsälven

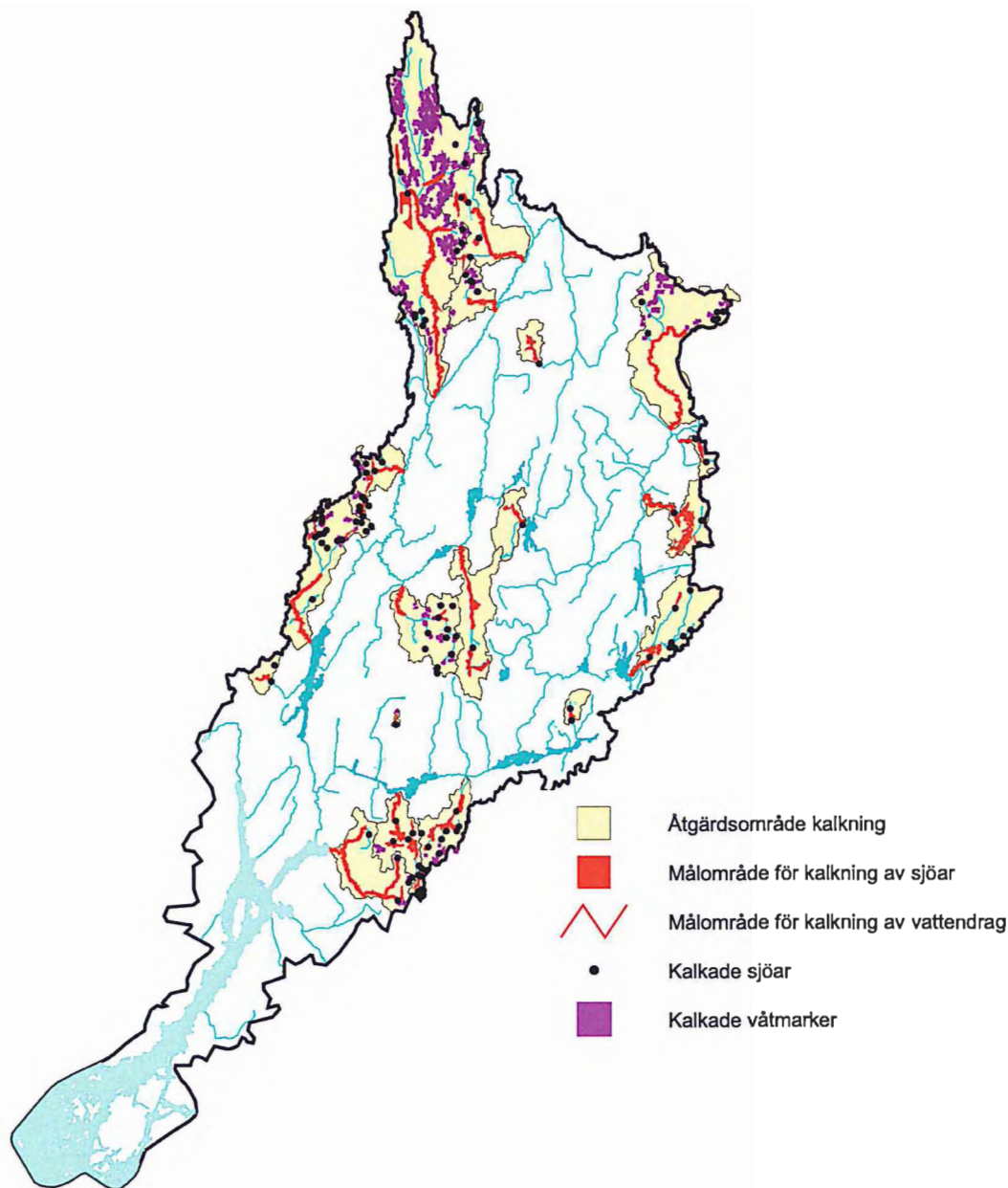
Munkedalsälven är reglerad av Arctic Paper (Munkedals bruk). Vattnet till kraftverket leds via kanaler och tuber från Björriks damm, belägen 3,5 km uppströms från sammanflödet med Örekilsälven. Det finns inte någon fastställd minimitappning för den naturliga fåran mellan Björriks damm och Arctic Paper, vilket innebär att den under längre perioder är i princip torrlagd. Vattnet från kraftverket släpps åter ut i Munkedalsälven en kilometer uppströms sammanflödet med Örekilsälven. Det ligger ett naturligt definitivt vandringshinder, Gjuterifallet, cirka 700 meter uppströms Arctic Paper. Den här naturliga sträckan skulle kunna utgöra reproduktionsområde för lax och öring om en minimitappning på minst 0,8 m³/s från Björriks damm kunde ske. En tappning på 0,8 m³/s motsvarar en normal lågvattenföring (Thorsson & Westberg, 2000).

Den naturliga fåran mellan Arctic Paper och upp till Gjuterifallet kommer inte att få god status förrän en tappning sker som ger lax och öring en möjlighet att leka på sträckan

3.3 Försurning

Sjöar och vattendrag är försurningskänsliga på höjdplatåerna inom området och påverkas lätt av surt nedfall. En analys av provfisken från 29 sjöar visar att 11 av sjöarna hade tecken på försurningsskador (Lagesson, 2004). Berggrunden och främst jordarterna har stor betydelse för försurning. Lättvittrade jordarter och berggrunder har större förmåga att neutralisera surt nedfall än en svårvittrad. I Gullmarns tillrinningsområde finns det mycket berg i dagen och många små osammanhängande arealer med bara ett tunt moränlager. Berggrunden består till stor del av granit, gnejs och gnejsgranit, vilka är svårvittrade. I kombination med avsaknad av större jordtäcken ger detta en dålig buffringsförmåga mot försurning, se avsnitt 2.5. Även rinnande vatten längs dalstråken är känsliga för försurning.

Detta beror delvis på att området är sjöfattigt och vattnet har en kort uppehållstid. Vid en surstöt på våren späds inte vattnet ut i så stor utsträckning innan det transporteras vidare, vilket gör vattendragen känsliga för surstötter vid hög vattenföring. En kalkplan finns för området och i dag kalkas 371 objekt, varav 252 är våtmarker och 119 är sjöar. Åtgärdsområdena är utmärkta på kartan i Figur 22. Den kalkade våtmarksarealen är 262 hektar, sjöarealen som kalkas är inte känd. Under 2005 spriddes drygt 2700 ton kalk ut i området. Det finns målområden, områden där uppsatta kalkningsmål ska uppfyllas. I Gullmarns tillrinningsområde är 36 sjöar (1715 ha) och 46 vattendrag (420 km) målområden, se Figur 22. Försurningssituationen har klart förbättrats, nedfallet av försurande ämnen har minskat med ca 75-80 procent och kalkning har skett. Detta har lett till att pH-värdet i många fall har återgått till "ursprungsvärdet". För att detta resultat ska kvarstå krävs fortsatt kalkning.



Figur 22. Kalkning av våtmarker, sjöar och vattendrag sker i målområden runt områden där kalkningsmålen ska uppfyllas.

3.4 Övergödning

Trots minskade utsläpp av näringsämnen fosfor och kväve är fortfarande flera sjöar eutrofierade. Området består till största delen av skog och jordbruksmark, och har förhöjda halter av kväve och fosfor. Jordtexturen längs med vattendragen består till största delen av lera och grovsilt, fina partiklar som för med sig mycket fosfor vid erosion. Kväve våtdeponeras på mark och sjöar i form av ammonium och salpetersyra. Ammonium kommer bland annat från stallgödsel och salpetersyran bildas av kväveoxider från förbränning och trafik.

För att minska läckaget av näring i tillrinningsområdet och Gullmarsn startade Färgelanda, Munkedals och Dals-Eds kommuner ett projekt tillsammans 1997. "Projekt Våtmarker och Skyddszoner inom Gullmarsns avrinningsområde" bestod av två etapper. Under Etapp 1 inventerades kommunerna och våtmarksplaneringen började. Själva anläggandet av skyddszoner, våtmarker och dammar gjordes i Etapp 2 under 1998 till 2001. Denna

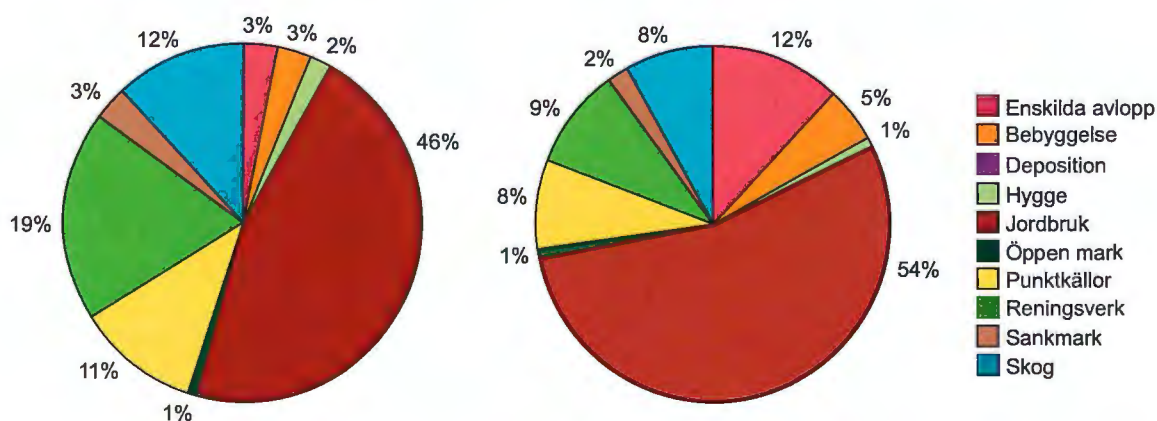
del fick statligt stöd genom kommunernas lokala investeringsprogram (LIP). Marken som markägarna var villiga att upplåta till åtgärder hade ett lägre brukningsvärde och var ofta placerad ovanför jordbruksdalar eller i skogsmark. Detta innebar att effekterna av de anlagda våtmarkerna beräknas bli sämre och vattenvårdsnyttan betydligt mindre än planerat. Utvärdering har gjorts av projektet och ett flertal examensarbeten visar intressanta resultat av projektet. Referenser till dessa finns i projektredovisningen (Dals-Eds, Munkedals och Färgelanda kommun, 2002).

En modell, *Watshman*, har tagits fram av IVL för Gullmarns tillrinningsområde. Den beskriver transporter av kväve och fosfor i området och är tänkt att användas till att ta fram effektiva åtgärder som ger minskat näringsläckage till Gullmarn. Genom att simulera scenarier där man vidtagit olika åtgärder i området kan effekterna per delavrinningsområde uppskattas. I bakgrundsbeskrivningen kan den bland annat användas till att ta fram information om källfördelning och referenstillstånd.

En annan modell har tagits fram för att ta reda på om förändrad närsaltsbelastning ger någon effekt på Gullmarn och hur mycket näringstillförseln från olika källor påverkar fjordens näringsförhållanden. Resultat från modelleringar visar att det förs in stora mängder närsalter till Gullmarn från havet. In- och utförsel av närsalter i fjorden mäts inte, men har beräknats för år 1994. Knappt 4000 ton kväve beräknas ha tillförts fjorden från havet men enligt samma modellering fördes ca 4300 ton kväve ut till havet igen. Detta kan jämföras med en beräknad tillrinning av kväve från älvarna med 530 ton under samma tid. Denna kvävetransport består av plankton, detritus, ammonium och nitrat, där nitrat dominerar kraftigt (Svensson, J., pers. komm., 2004).

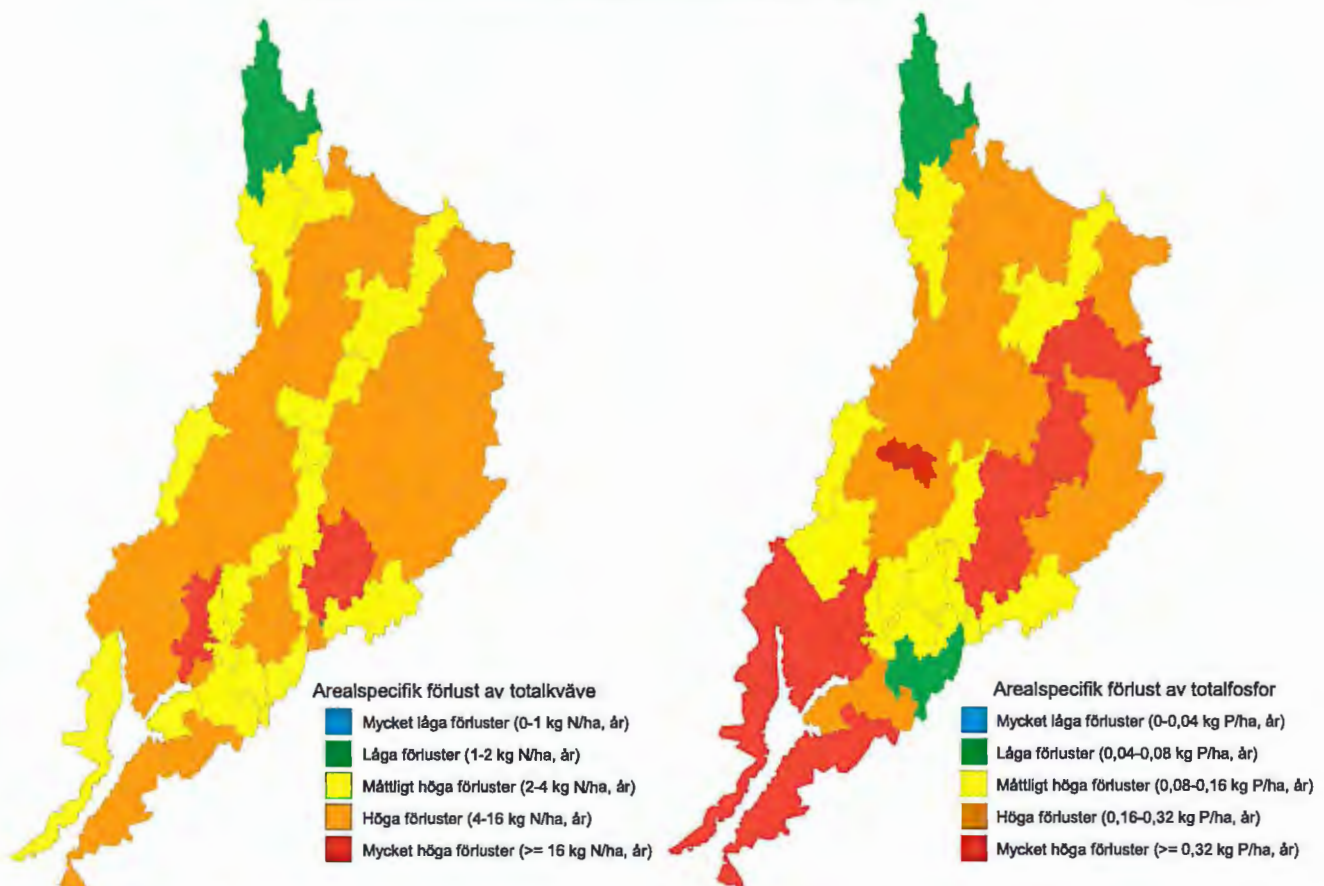
3.4.1 Dagens tillstånd

Enligt modellering med *Watshman* för åren 2001–2003 kommer ungefär 1160 ton totalkväve (netto) och drygt 42 ton totalfosfor (netto) till Gullmarn från tillrinningsområdet. De enskilda avloppen står enligt samma modellering för 3 % av kväveutsläppen och 12 % av fosforutsläppen till Gullmarn. Avloppsreningsverken står för 19 % av kvävetillförseln och 9 % av fosfortillförseln till Gullmarn. Övriga punktutsläppen står för 11 % av kvävetillförseln och 8 % av fosfortillförseln. Jordbruksmarken dominerar totalt sett med 46 % av kväveläckaget och 54 % av fosforläckaget, se Figur 23.



Figur 23. Källfördelning av kväve (t.v.) respektive fosfor (t.h.) modellerad med *Watshman* för åren 2001–2003.

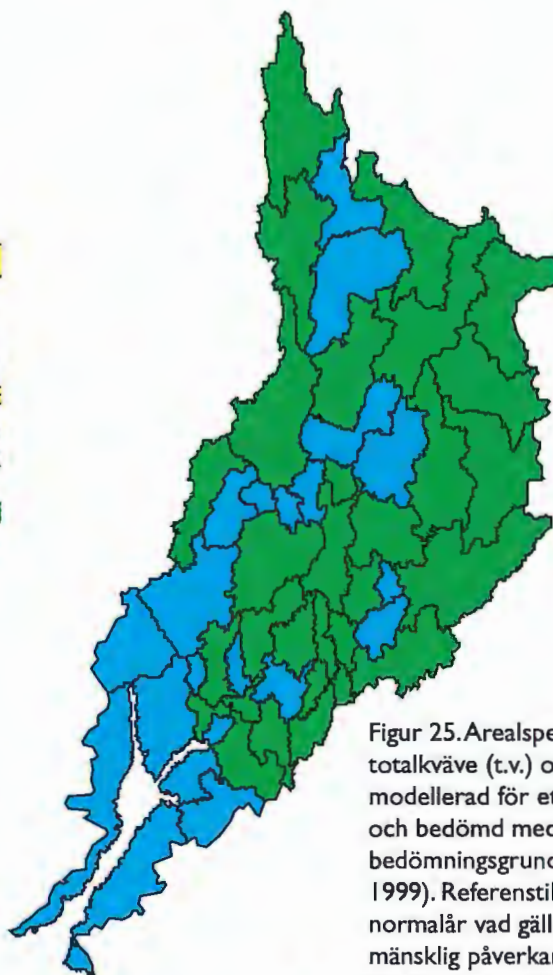
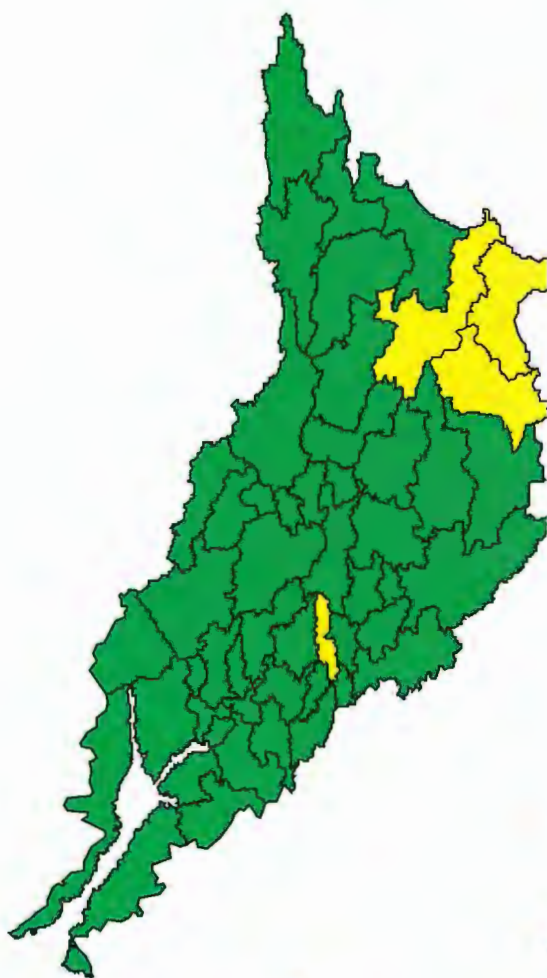
Den modellerade arealspecifika förlusten av kväve och fosfor, det vill säga läckaget av näring som sker per ytenhet under 2001-2003, kan ses i Figur 24.



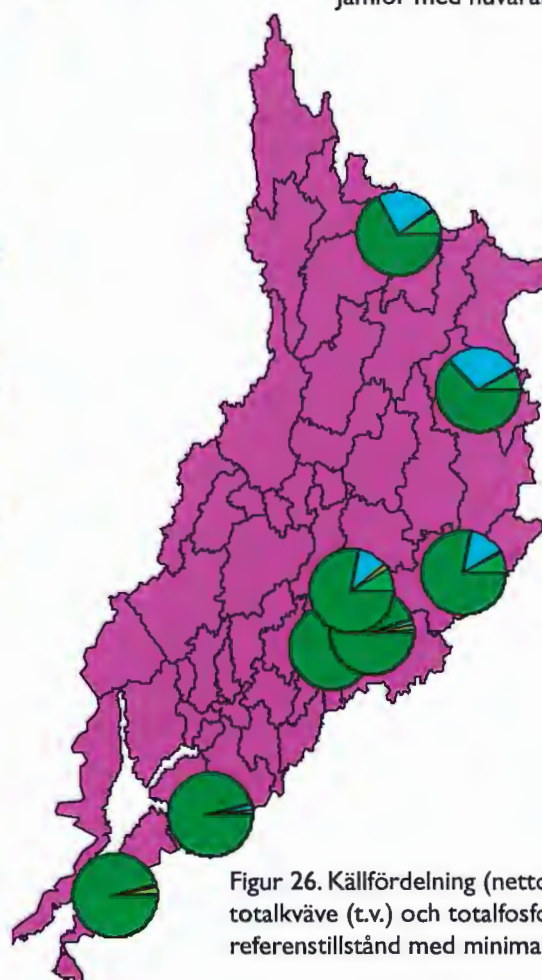
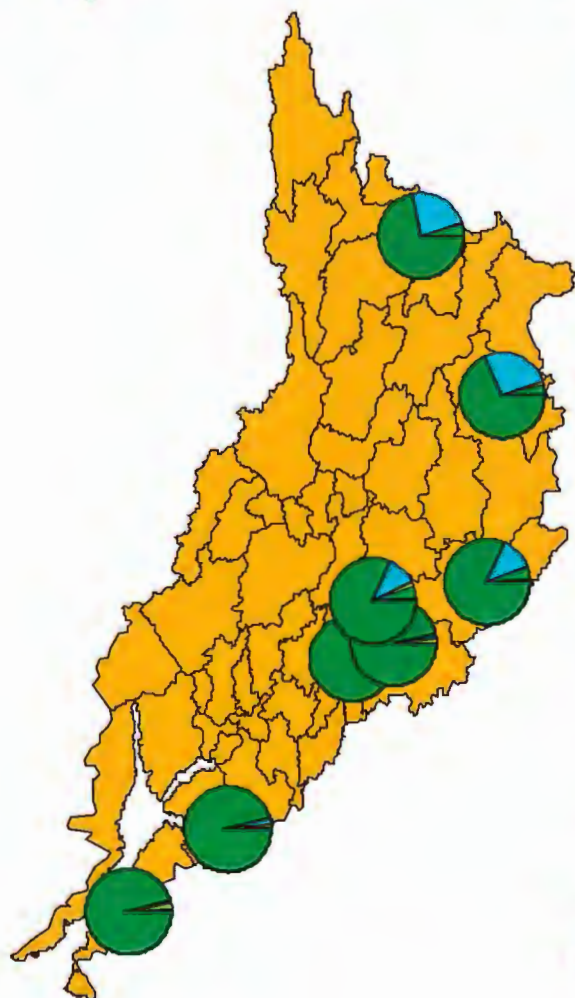
Figur 24. Arealspecifik förlust av totalkväve (t.v.) och totalfosfor (t.h.) modellerad för 2001-2003 och bedömd med naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket [3], 1999).

3.4.2 Referenstillstånd

Ett referenstillstånd har tagits fram med WATSHMAN-modellen, där i stort sett all mänsklig påverkan tagits bort för att likna ett mer naturligt tillstånd. Syftet med referenstillståndet är att visa hur stor påverkan är från mänskliga aktiviteter. I modelleringen har tätorter och bebyggelser ersatts med lövskog. Alla punktutsläpp och enskilda avlopp har tagits bort och jordbruksmarken har ändrats till lövskogsareal. Alla betande djur är borttagna men fosforinnehållet i marken är samma som i dagens tillstånd. Depositionen av kväve är minskad till 3 ton N/ha och år. Detta leder till en minskad transport av kväve med knappt 900 ton (77 %) och fosfor med 36 kg (86 %) per år till Gullmar jämfört med dagens transporter. Flödet minskar cirka 10 % jämfört med normalåret på grund av att avrinningen förändras med markanvändningen. De arealspecifika förlusterna blir låga och måttligt höga för kväve respektive mycket låga och låga för fosfor, se Figur 25. Trots att så gott som all mänsklig påverkan är borta visar inte tillståndet att området ändå läcker ganska mycket näring. I arbetet med att förbättra statusen är ett referenstillstånd något man jämför med för att ta reda på vilken ekologisk status ett vatten har. Därför är det intressant att se att även ett referenstillstånd ger så stora transporter av kväve och fosfor. Att avrinningen är så pass hög i Gullmars tillrinningsområde att läckaget blir ganska stort trots förändringarna (Zakrisson, pers. komm., 2005). Källfördelningen för totalkväve och totalfosfor kan ses i Figur 26. Skogen dominerar som kväve- och fosforkälla i ett naturligt tillstånd i området.



Figur 25. Areal specifik förlust av totalkväve (t.v.) och totalfosfor (t.h.) modellerad för ett referenstillstånd och bedömd med naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket [3], 1999). Referenstillståndet är baserat på ett normalår vad gäller flöden. I stort sett all mänsklig påverkan tagits bort, se texten. Jämför med nuvarande tillstånd, se Figur 24.

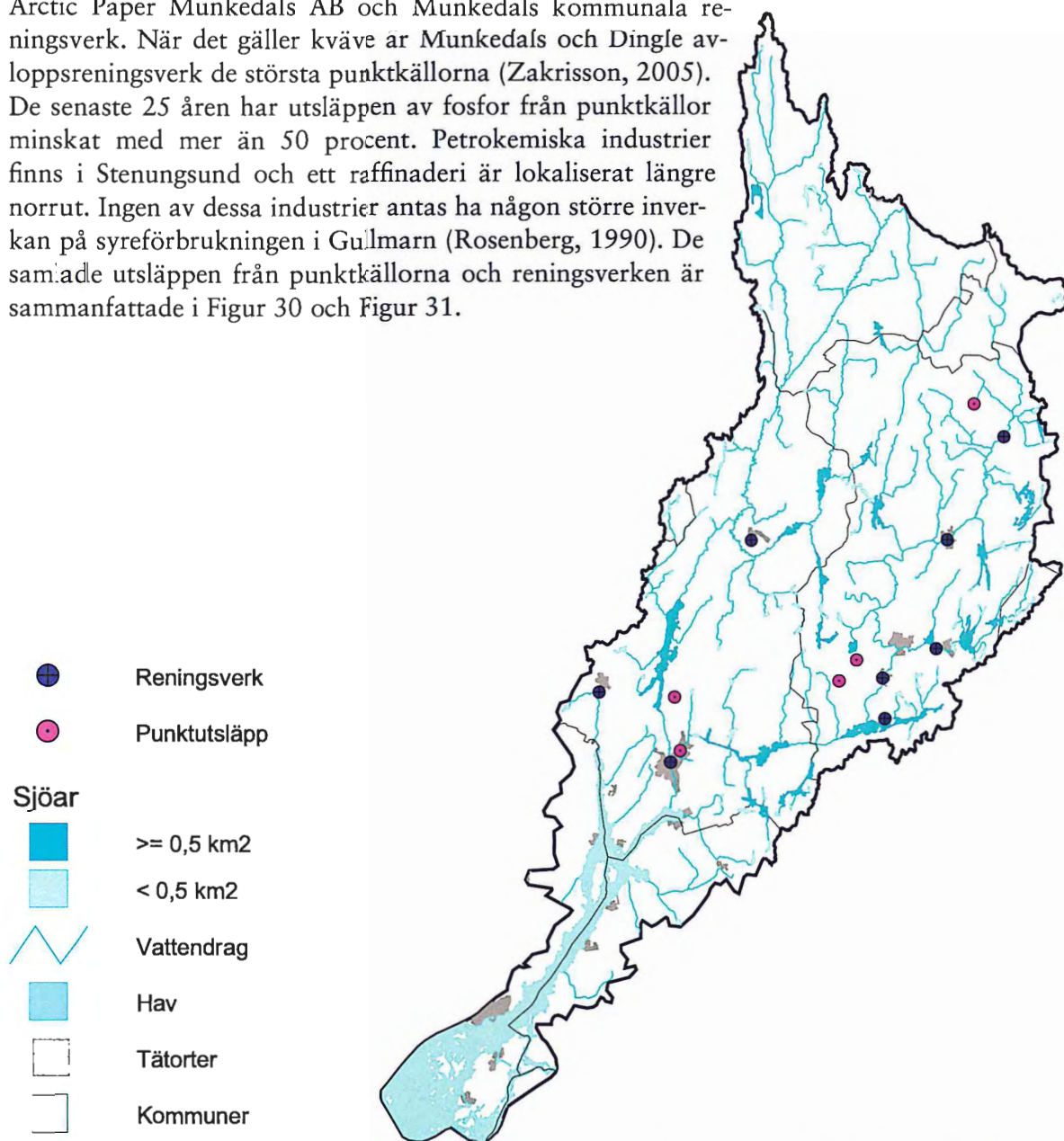


Figur 26. Källfördelning (netto) för läckage av totalkväve (t.v.) och totalfosfor (t.h.) för ett referenstillstånd med minimal mänsklig påverkan.

3.4.3 Reningsverk och andra punktutsläpp

Punktutsläpp av näringsämnen sker från avloppsreningsverk och industrier i området. Drygt ett tiotal reningsverk ger utsläpp i området som kan ge påverkan i området och i Gullmarn. Reningsgraden har ökat de senaste decennierna och förbättringar görs fortfarande. Fosfor har renats under längre tid än kväve och fortfarande är inte reningen av kväve lika effektiv som för fosfor. I denna rapport har åtta reningsverk med utsläpp till Gullmarns tillrinningsområde tagits med, se Figur 27. Utsläppen för de större reningsverken; Ödeborg, Dingle och Munkedal år 1995–2002 är samlade i Figur 28 och Figur 29. Fem punktutsläpp inom tillrinningsområdet har tagits med utöver avloppsreningsverken i Figur 27.

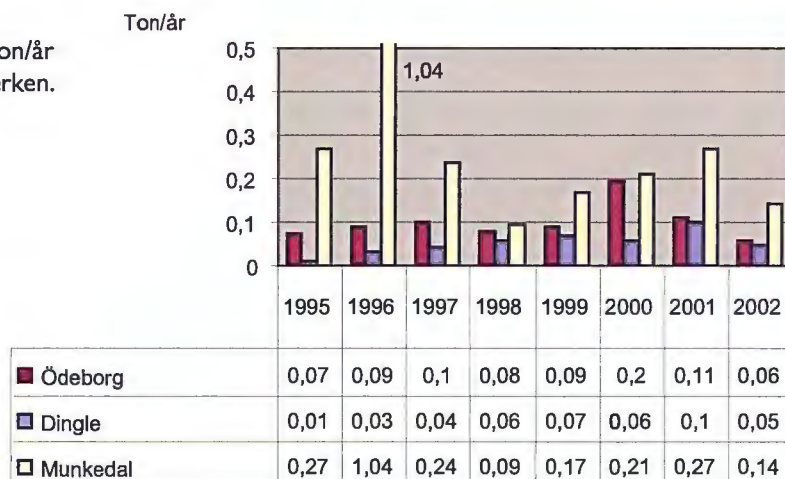
De största punktkällorna för fosfor i området är pappersbruket Arctic Paper Munkedals AB och Munkedals kommunala reningsverk. När det gäller kväve är Munkedals och Dingle avloppsreningsverk de största punktkällorna (Zakrisson, 2005). De senaste 25 åren har utsläppen av fosfor från punktkällor minskat med mer än 50 procent. Petrokemiska industrier finns i Stenungsund och ett raffinaderi är lokaliserat längre norrut. Ingen av dessa industrier antas ha någon större inverkan på syreförbrukningen i Gullmarn (Rosenberg, 1990). De samlade utsläppen från punktkällorna och reningsverken är sammanfattade i Figur 30 och Figur 31.



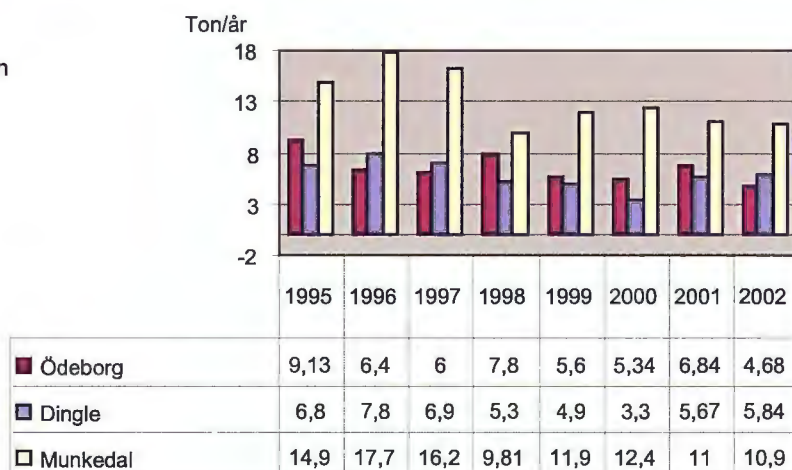
Figur 27. Utsläppskällor i Gullmarns tillrinningsområde.

Totalfosforbelastning från större avloppsreningsverk

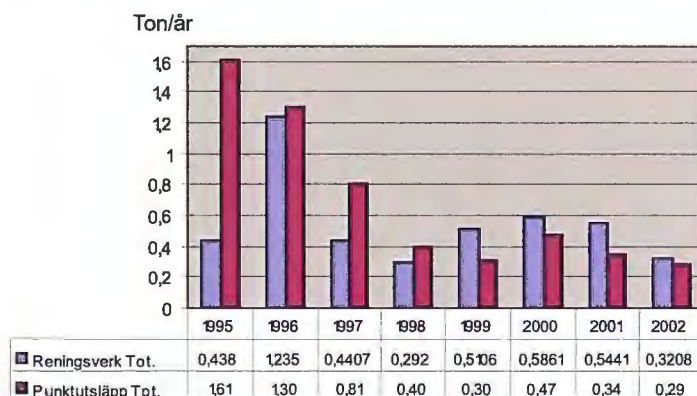
Figur 28. Totalfosforbelastning ton/år från de större avloppsreningsverken.



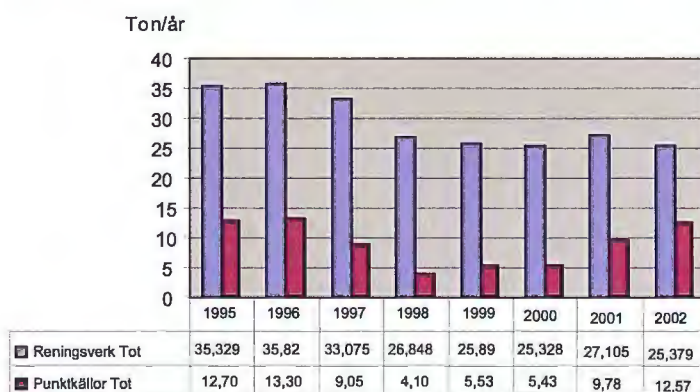
Figur 29. Totalkvävebelastningen ton/år från de större avloppsreningsverken.



Figur 30. Totalfosforbelastningen från reningsverk och punktkällor.



Figur 31. Totalkvävebelastningen från reningsverk och punktkällor.



3.4.4 Enskilda avlopp

Den grupp som jobbat med avloppen i NOLIMP uppskattar att det finns runt 9500 enskilda avlopp i tillrinningsområdet, se Tabell 6. Ett stort antal av dessa tros inte vara godkända enligt de bedömningsgrunder som finns idag (är under revidering). Ett flertal olika typer av rening förekommer, vanligast är slamavskiljare med efterföljande rening i markbädd eller infiltrationsanläggning (Andersson, pers. komm., 2005).

Tabell 6. Uppskattningar av antalet enskilda avlopp i området och vilket behov av åtgärder som kan finnas enligt de bedömningsgrunder som gäller idag (Andersson, pers. komm., 2005).

KOMMUN	ANTAL enskilda avlopp	ANDEL/ANTAL med åtgärdsbehov
Munkedal	2 600	Ca 40 % eller 1 100 st
Uddevalla	2 000	Ca 60 % eller 1 200 st
Lysekil	2 200	Uppgift saknas, uppskattningsvis minst 50 %
Dals-Ed	510	Ca 20 % eller 100 st
Färgelanda	2 160	Ca 30 % eller 650 st

3.4.5 Jordbruk

Ungefär 16 procent av tillrinningsområdet består av jordbruksmark. Jordbruket ger både diffusa utsläpp genom ytvavrinning och dränering av marken samt punktutsläpp från till exempel gödselstäder. Jordbruksmarken är den klart dominerande källan till både fosfor och kväveutsläpp i området. Genom erosion av jord från åkermark frigörs minerogena och organogena partiklar som tillsammans med upptrampad betesmark och dränering genom dikes- och bäckfårar ger en kraftig grumling av vattendrag och sjöar.



Figur 32. Jordbruksmark utgör 16 procent av tillrinningsområdet, här är ett exempel i Färgelanda kommun (Foto: Håkan Lagesson, 2004).

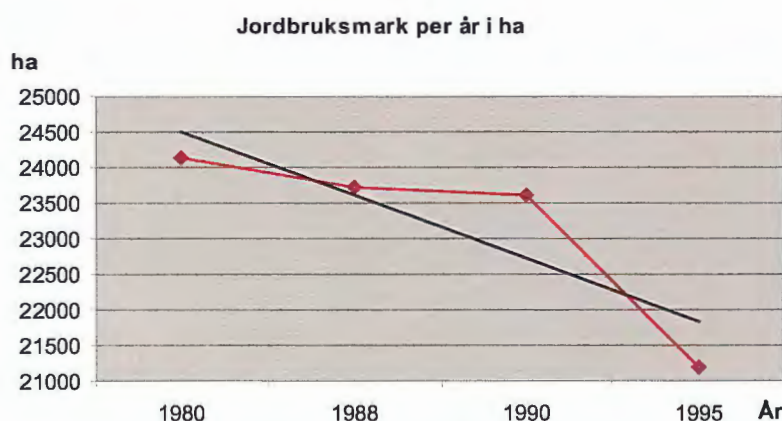
Det finns flera faktorer som gör Gullmars tillrinningsområde särskilt känsligt för erosion:

- 1) De odlade jordarna är erosionsbenägna siltiga leror med svag struktur.
- 2) Jordbrukslandskapet är till stor del mycket kuperat.
- 3) Nederbörds mängden är bland de högsta i Sverige.

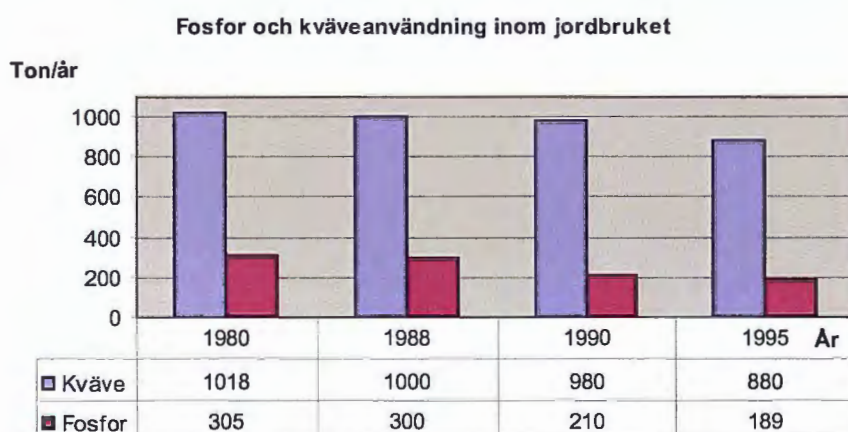
Ökad grumlighet leder till ökade halter av näringsämnen, främst fosfor, vilket bidrar till övergödningssproblemen i området. Övergödning kan leda till algblooming, syrebrist och bottendöd. I jämförelse med situationen under 1800-talet och början på 1900-talet har förmågan att ta hand om näring som lakas ur marken försämrats under 1900-talets senare hälft. Orsaker till detta är utdikningar av jordbruks-, skogs- och myrmark, sjösänkningar, uträtningar av vattendrag samt uppodling av madmark. Det var troligtvis vanligare med zoner av vegetation längs vattendrag och sjöars stränder (ALcontrol Laboratories, 2001).

Fosfor har en benägenhet att binda till små partiklar som sedimenterar mycket långsamt, så kallade kolloider. När dessa kolloider slammas upp blir fosfor mycket lätttrörlig och transporteras lätt i vatten. För att fånga upp kolloiderna innan de når sjöar och hav krävs våtmarker och sedimentationsdammar. Det är viktigt att försöka förhindra kolloiderna att slammas upp från åkermarken. Detta kan göras genom att förbättra markens struktur och förmåga så att den är lucker och kan ta emot och svälja vattnet (Ulén, 2002). Det är även viktigt att anlägga skyddszoner som kan fånga upp fosfor.

Andelen jordbruksmark har dock minskat i området, vilket även kväve och fosforanvändningen inom jordbruket har gjort.



Figur 33. Antal hektar jordbruksmark 1980–1995.



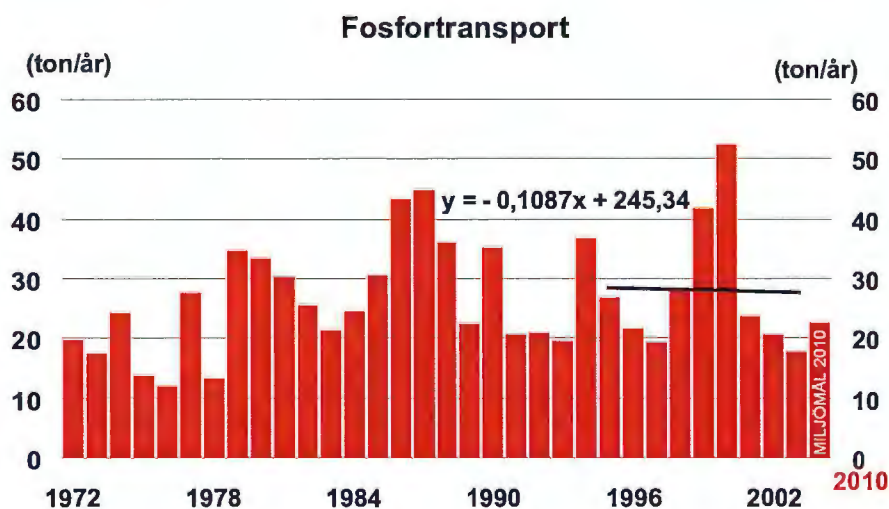
Figur 34. Fosfor- och kväveanvändning inom jordbruket 1980–1995.

3.4.6 Fosfor- och kvävetransport

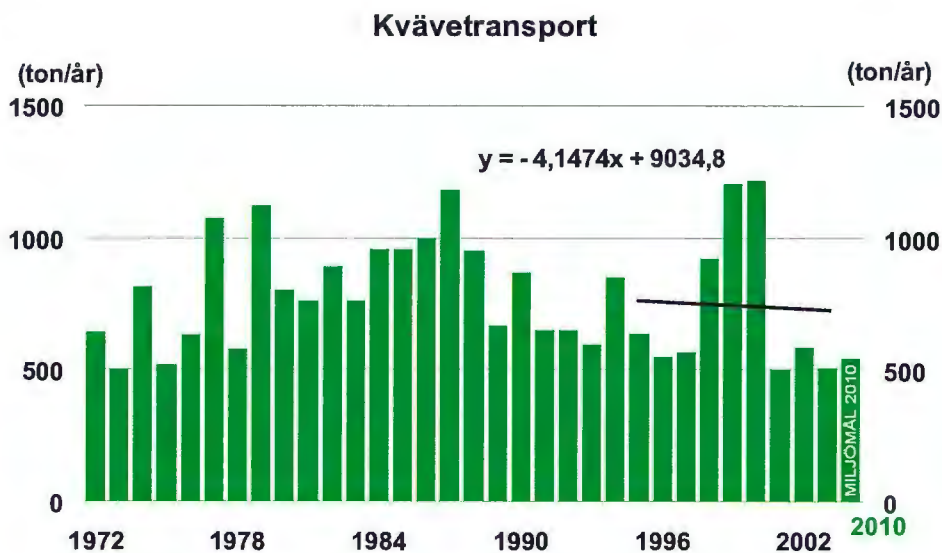
Transporten av fosfor och kväve är beroende av avrinningen och ökar med högre flöden. Stora nederbördsmängder gör att fler partiklar från marken följer med ut i vattendragen och transporteras vidare till Gullmarn. Hur rörliga näringsämnena är i mark och vatten beror på i vilken form näringen förekommer. *Kvävet* finns främst i marken och förekommer huvudsakligen i organisk form som proteiner eller humusämnen. I denna form är kvävet ganska orörligt och transporteras inte vidare i någon stor utsträckning. Vid mikrobiell nedbrytning bildas oorganiskt kväve i form av ammonium och nitrater. Ammonium är biotillgängligt men relativt orörligt eftersom det är positivt laddat och binder till partiklar i marken. Ammonium tillförs även genom kvävefixering från luftens kväve, deposition och gödsling. Nitrat däremot är mycket rörligt och lakas lätt ut till grundvatten och vidare till vattendragen. Marktextur (kornstorlek) och struktur spelar stor roll för dräneringen liksom nitratinnehållet i vattnet.

Fosfor finns i marken som fosfat (positivt laddad) eller bundet till partiklar tack vare sin laddning. Läckage sker främst på grund av erosion av partiklar men även löst fosfor kan ge ett betydande läckage. Lerjordar binder naturligt mer fosfor än sandjord. Sandjordar har en lätt-dränerad struktur som transporterar löst men inte partikulärt fosfor. I lerjorden följer vattnet i stället sprickor, gångar och stora porer. Vattnet kan då transporteras mycket snabbt genom markprofilen, vilket leder till att vattnet för med sig jordpartiklar inifrån under transporten. Både löst fosfor och fosfor bunden till partiklar följer därmed med vattnet genom markprofilen. Fosfor läcker alltså mest från lerjordar medan kväve lättast transporteras genom sandiga jordar.

Det finns också processer som håller kvar näring eller för bort den från systemet. Sedimentation i sjöar, biologiskt upptag och denitrifikation är exempel på sådana retentionsprocesser. Retentionen är beroende av bland annat topografi, vattenomsättning och näringsinnehåll i vattnet. Fosforretentionen styrs främst av sedimentation medan kväveretentionen påverkas av till exempel denitrifikation, en mikrobiell process i syrefattiga miljöer som omvandlar nitrat till kvävgas. Sjörika områden har generellt högre retention än sjöfattiga på grund av att vattnet har längre uppehållstid och större mängd partiklar kan sedimentera.



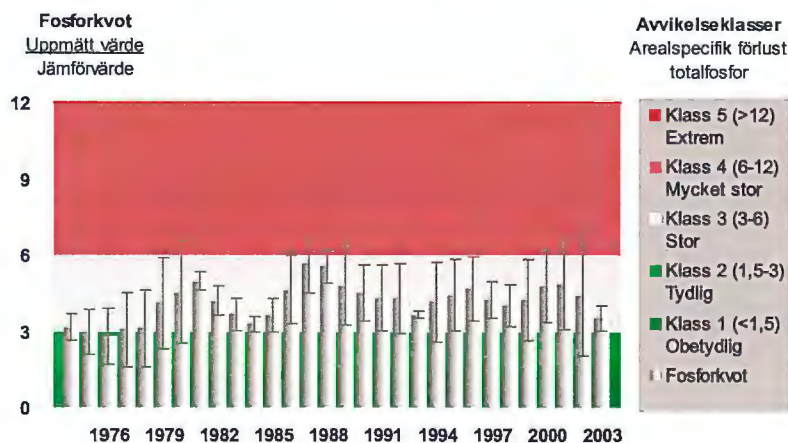
Figur 35. Fosfortransport i Örekilsälven år 1972–2003.



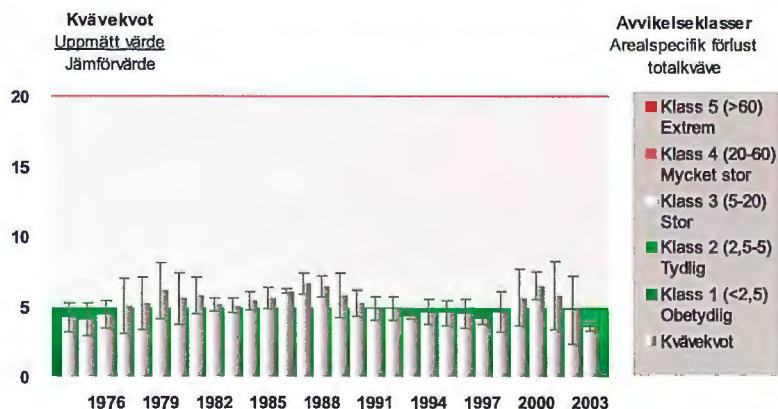
Figur 36. Kvävetransport i Örekilsälven år 1971–2003.

3.4.7 Fosfor- och kvävekoter

För Örekilsälven finns fosfor- och kvävekoter beräknade och klassade enligt Naturvårdsverkets gamla bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket [3], 1999). Kvoten beräknas genom division av ett mätvärde med ett referensvärde. Kvoterna redovisas i Figur 37 och Figur 38. Det finns även en jämförelse gjord med perioden 1972–1980, vilken tyder på att kvoterna är högre i dag. Vid den tiden var flödet i älven lägre än i dag.



Figur 37. Fosforkvot klassad med avvikelseklasser enligt bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket [3], 1999).



Figur 38. Kvävekquot klassad med avvikelseklasser enligt bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket [3], 1999).

4. Karakterisering av grundvatten, sjöar, vattendrag och kustvatten

4.1 Grundvatten

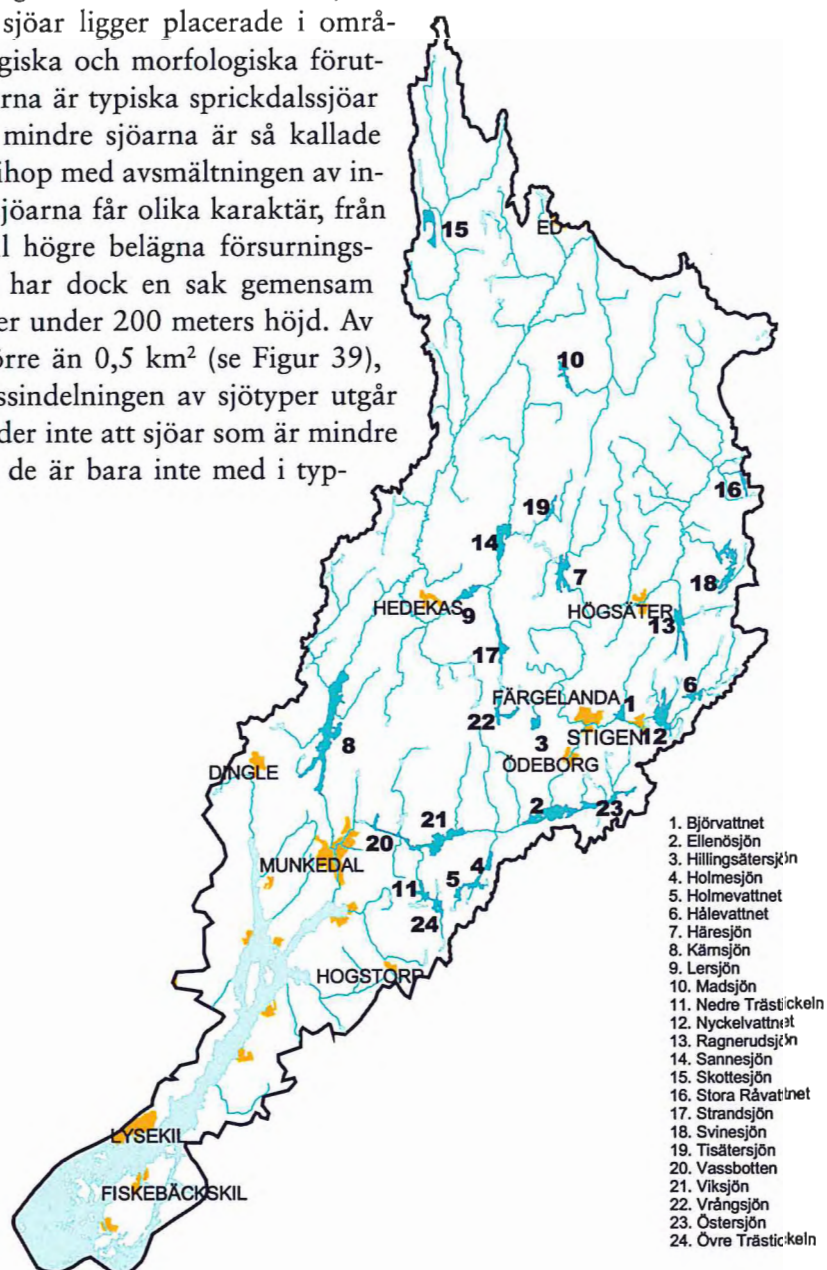
Grundvatten finns beskrivet i avsnitt 2.5 där bland annat grundvattenmagasin och potentiella uttagsmöjligheter är utpekade. Någon regelrätt karakterisering av grundvatten har inte gjorts. I rapport 2006:6 tas områdets geologi och grundvattenförekomster upp mer ingående.

4.2 Sjöar och vattendrag

Sjöar

Inom Gullmarns tillrinningsområde finns det 297 sjöar (Harlén, opubl.). Dessa sjöar ligger placerade i områden som har olika geologiska och morfologiska förutsättningar. De större sjöarna är typiska sprickdalssjöar som Kärnsjön, de flesta mindre sjöarna är så kallade dödisgropar som hänger ihop med avsmältningen av inlandsisen. Detta gör att sjöarna får olika karaktär, från låglänta eutrofa sjöar till högre belägna försurningskänsliga vatten. Sjöarna har dock en sak gemensam och de är att de alla ligger under 200 meters höjd. Av de 297 sjöarna är 24 större än 0,5 km² (se Figur 39), vilket är den storlek klassindelningen av sjötyper utgår från i Sverige. Detta betyder inte att sjöar som är mindre än 0,5 km² nonchaleras, de är bara inte med i typklassningen.

Figur 39. Sjöar i Gullmarns tillrinningsområde.



Vattendrag

Örekilsälvens avrinningsområde är 1340 km² stort och är ett av Sveriges 119 huvudavrinningsområden. I Örekilsälven har årsmedelvattenföringen varit 21,7 m³/s (1909–2003) vid SMHI:s mätstation i Munkedal (Databas länsstyrelsen). Vattendragen har precis som sjöarna olika geologiska och morfologiska förhållanden, vilket även här påverkar fl ora och fauna. Många av de högre belägna vattendragen kalkas för att bibehålla ett bra pH-värde och förhindra utslagning av olika arter. Valboån som rinner genom lägre belägna jordbruksmarker för med sig stora mängder näringsämnen till Ellenösjön och vidare till Viksjön, båda är eutrofierade. Valboån är tillsammans med Örekilsälven de två största vattendragen inom Gullmarns tillrinningsområde.

4.2.1 Typologi

I enlighet med Vattendirektivet ska alla ytvatten klassas efter vilken typ de tillhör. Det finns ett antal obligatoriska faktorer och några frivilliga tilläggfaktorer som kan användas för att ytterligare skilja ut de olika typer av sjöar och vattendrag som finns. Syftet med att dela in vattenförekomster i olika typer är att gruppera vatten med likartade referensförhållanden. Avvikelser från dessa referensförhållanden utgör grunden till klassningen av ekologisk status (Göransson & Wallin, 2003). De faktorer som använts vid klassningen av sjöar och vattendrag i Gullmarns tillrinningsområde finns i Faktaruta 4. Tilläggfaktorer har tagits fram för vattendragen och varit hjälpmedel vid bland annat vattenförekomstindelningen men inte använts för själva typningen. Typning har gjorts av alla sjöar och vattendrag men statusbedömningen har inte utgått från den. Eftersom typerna var alltför generella skulle bedömningen inte ha blivit representativ för de enskilda sjöarna och därför statusbedömdes varje sjö med hänsyn till de kända faktorer som fanns för just den sjön.

Storlek är en obligatorisk faktor i typologin och innebär storleken på vattendragets tillrinningsområde.

Ekoregioner

Sverige delas in i tre eko-regioner: Boreala höglandet, Fennoskandiska skölden och Centralslätten som kan delas in i öst och väst beroende på om hänsyn ska tas till fiskarters utbredning. Örekilsälven tillhör centralslätten.

Högsta kustlinjen

I detta projekt har högsta kustlinjen (HK) använts som höjdmått i stället för 200 meter. Eftersom alla sjöar inom tillrinningsområdet ligger under 200 meter över havet blir det fler typer av sjöar och vattendrag om Hk används för typningen. Högsta kustlinjen är dessutom en viktig gräns för fiskens invandringshistoria. Fiskeriverket har föreslagit att en indelning av Sverige ska ske i över och under högsta kustlinjen (Göransson & Wallin, 2003).

Geologi

I avsnitt 2.5 finns en grundlig genomgång av geologin i området. I detta avsnitt tas endast det som använts för typningen upp.

Det har ansetts vara problematiskt att använda geologi vid typning i de nordiska länderna och då särskilt i Sverige. Anledningen är att Sveriges berggrund är täckt av jordarter som har transporterats långväga ifrån under den senaste nedisningen. Berggrunden som ligger under påverkar därför inte kemin i samma utsträckning som jordarterna gör. Det är därför mer relevant att undersöka sammansättningen av mineraler i material som är avsatt

under den senaste nedisningen. Tyvärr saknas detaljerade kartor över jordarternas mineralinnehåll för Sverige som helhet och detta gör att korrelationen mellan kemi och geologi blir svag (Fölster et al, 2004). I den här rapporten har kalcium och absorptions använts för att få fram geologin, se Tabell 7.

Tabell 7. Klassning av geologi.

Geologi	Kalcium	Absorptions
Kiselhaltig	Ca < 0,5 mekv/l	AbsF _{420/5} < 0,06
Organisk	Ca < 0,5 mekv/l	AbsF _{420/5} 0,06
Organisk & kalkhaltig	Ca 0,5 mekv/l	AbsF _{420/5} < 0,06
Kalkhaltig	Ca 0,5 mekv/l	AbsF _{420/5} 0,06

För att bestämma geologityperna på sjöarna och vattendragen i Gullmarns tillrinningsområde användes den vattenkemiprovtagning som görs i området. De provtagningsprogram som använts är samlad recipient kontroll (SRK), kalkeffektuppföljning och Riksinventering. Alla sjöar har inte någon provpunkt mitt i sjön, vilket annars ger det mest representativa värdet. Dock har flera sjöar provpunkter i sjöns utlopp. Hos de sjöar där provpunkter saknas har geologin bestämts genom att titta på provpunkter i vattendrag kring sjön samt sjöar uppströms och nedströms sjön. Tidserierna för provpunkterna varierar relativt kraftigt, mellan ett provtillfälle till långa tidserier på runt 20 år. Där tidserier finns har medelvärdet för parametern beräknats utifrån alla provtillfällen. Tidpunkten för provtagningar varierar också. Kalkeffektuppföljningens provserier sker oftast under höst, vinter och vår.

Sjöarnas area

Även om direktivet omfattar allt vatten så har det begränsat sig till att man bara skall rapportera de sjöar som är större än 0,5 km². Detta har också valts som begränsning i föreliggande projekt.

Sjöarnas medeldjup

I den svenska typologin delar man in sjöarna i tre klasser:

- 1) < 3 m
- 2) 3–15 m
- 3) > 15 m

Inom tillrinningsområdet återfinns alla klasserna. Informationen om sjöarnas medeldjup har hämtats från SMHI:s sjöregister som ingår i Svenskt VattenArkiv (SVAR). I vissa fall saknas medeldjup i sjöregistret och då har uppgifter från rapporter eller muntliga uppgifter använts.

Vattendragets storlek

Vattendragets storlek fås genom att beräkna hur stort tillrinningsområdet är. Det finns fyra olika storleksklasser:

- Liten: 10–100 km²
- Medelstor: >100–1000 km²
- Stor: >1000–10 000 km²
- Mycket stor: >10 000 km²

Inom Gullmarns tillrinningsområde finns klasserna liten, medelstor och stor.

Vattendragets förlopp och form

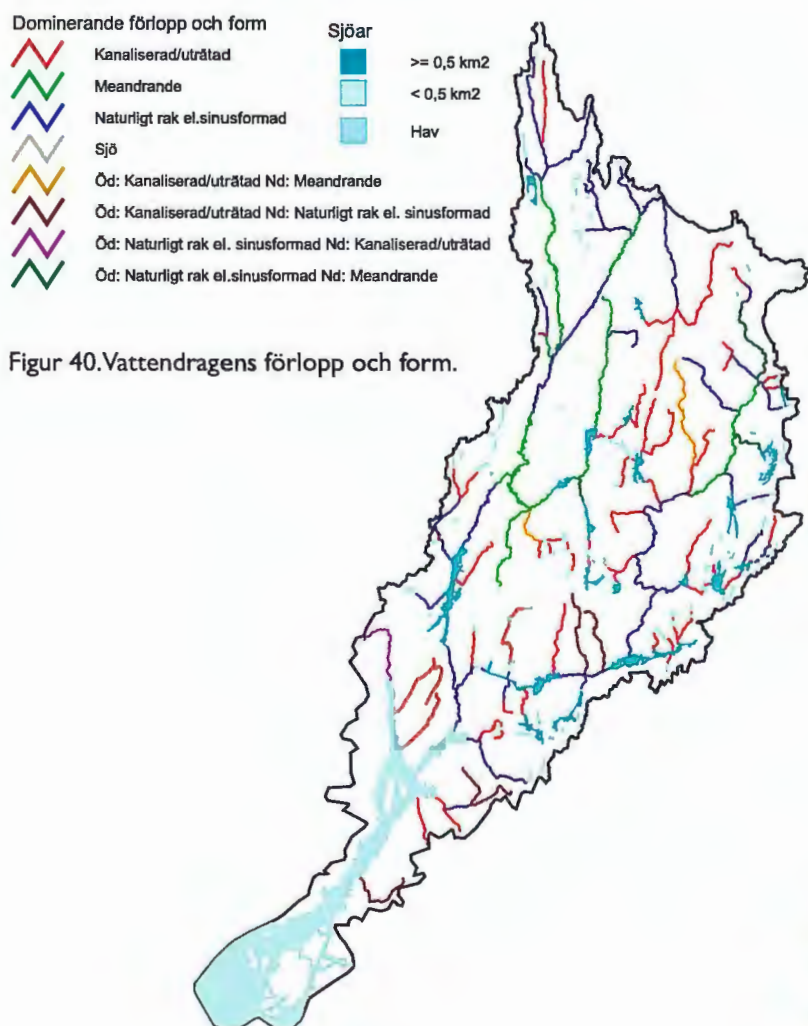
Vattendragets förlopp och form är en tilläggsparameter som kan användas vid karakterisering enligt Vattendirektivet, se Figur 40. Här är syftet att lyfta fram de sträckor som är meandrande, samt att ta reda på de sträckor som är fysikt påverkade genom rätning. Vattendragen klassas i fyra klasser enligt System Aqua (Bergengren & Bergquist, 2004).

- 1) Meandrande
- 2) Naturligt rak
- 3) Sinusformad
- 4) Kanaliserad/uträtad och sjö.

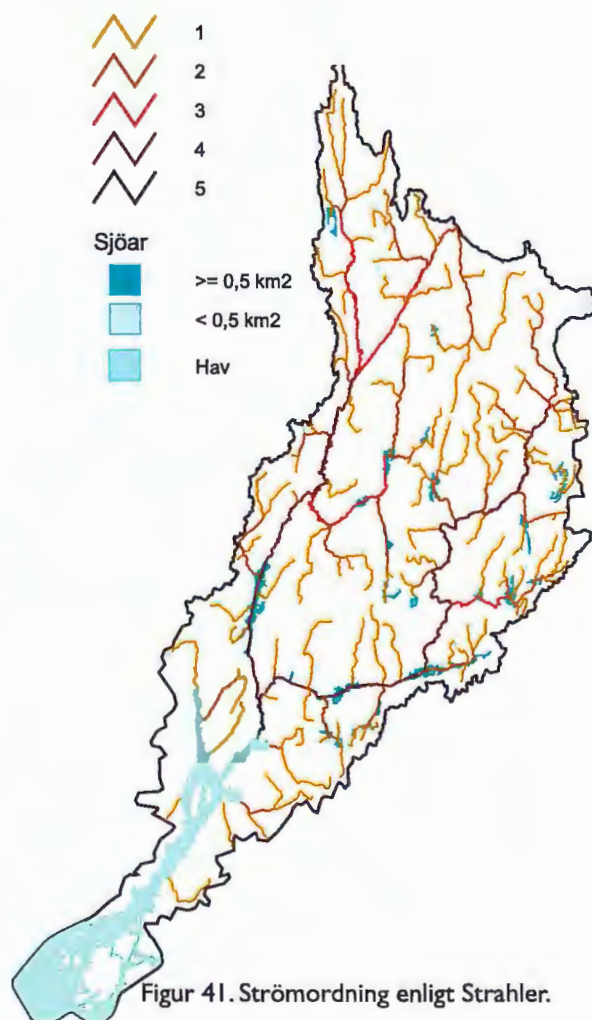
Detta är en visuellt bedömd karakterisering. Underlag till bedömningen har varit fastighetskartan (skala 1:10 000).

Vattendragets strömordning

Vattendragets strömordning är en tilläggsparameter i Vattendirektivets karakterisering, se Figur 41. Strömordningen är gjord enligt Strahler. Här har dock strömordningen bestämts med vattendragen i skala 1: 250 000.



Figur 40. Vattendragens förlopp och form.



Figur 41. Strömordning enligt Strahler.

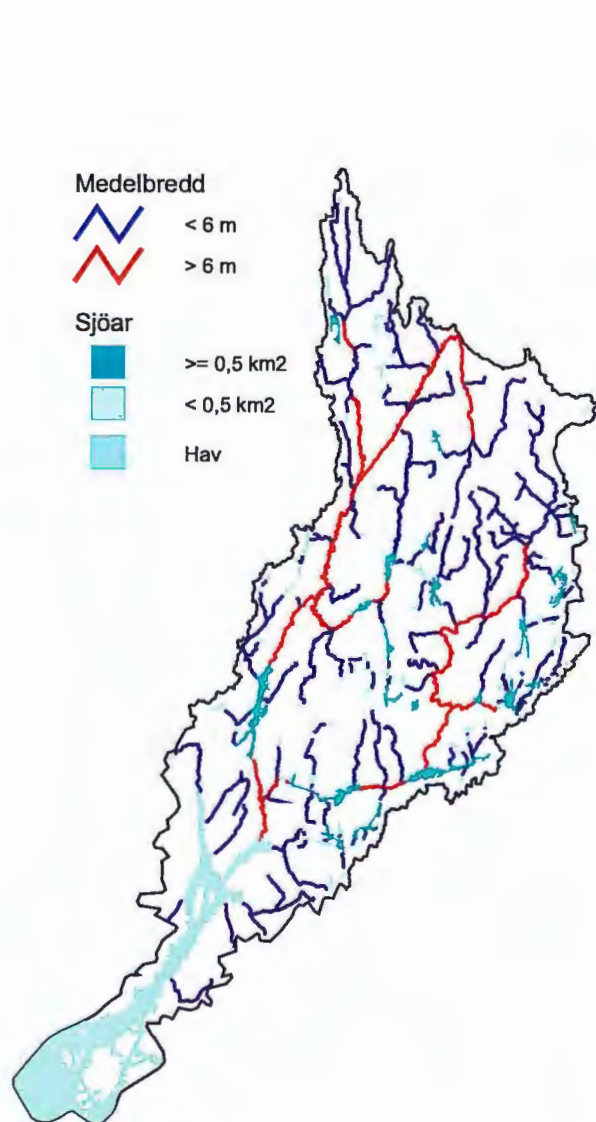
Vattendragets dominerande bredd

Vattendragets bredd är ytterligare en tilläggsparameter vid karakterisering, se Figur 42. Bredden på vattendraget ger en indikation av dess storlek, vattenföring och vilken typ av biologi som kan tänkas återfinnas. Bredden är indelad i två olika klasser:

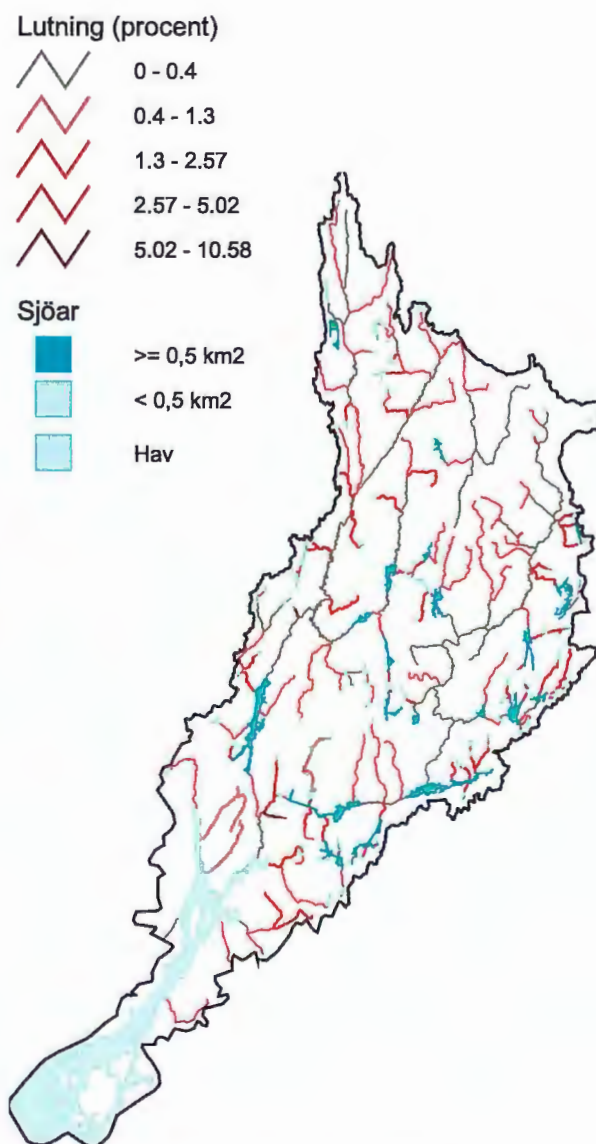
- 1) Bredare än sex meter
- 2) Smalare än sex meter

Vattendragens lutning

Den sista tilläggsparametern i som använts i detta projekt är vattendragets lutning, se Figur 43. Lutningen visar om vattendraget är lugnflytande eller strömmade, vilket ger en bra indikation om vilken typ av biologi man kan förväntas hitta på sträckan.



Figur 42. Medelbredd på vattendragen.



Figur 43. Lutning på vattendragen.

4.2.1.1 Typning av sjöar

Vid bestämning av typ för sjöarna har enbart de obligatoriska faktorerna använts, en sammanfattning av dem visas i Tabell 8. Genom att använda dessa faktorer är det teoretiskt möjligt att få 96 olika typer av sjöar per ekoregion om högsta kustlinjen används som höjdfaktor.

Gullmarns tillrinningsområde tillhör centralslätten väst, i praktiken blev det 7 olika typer av sjöar, se Tabell 9.

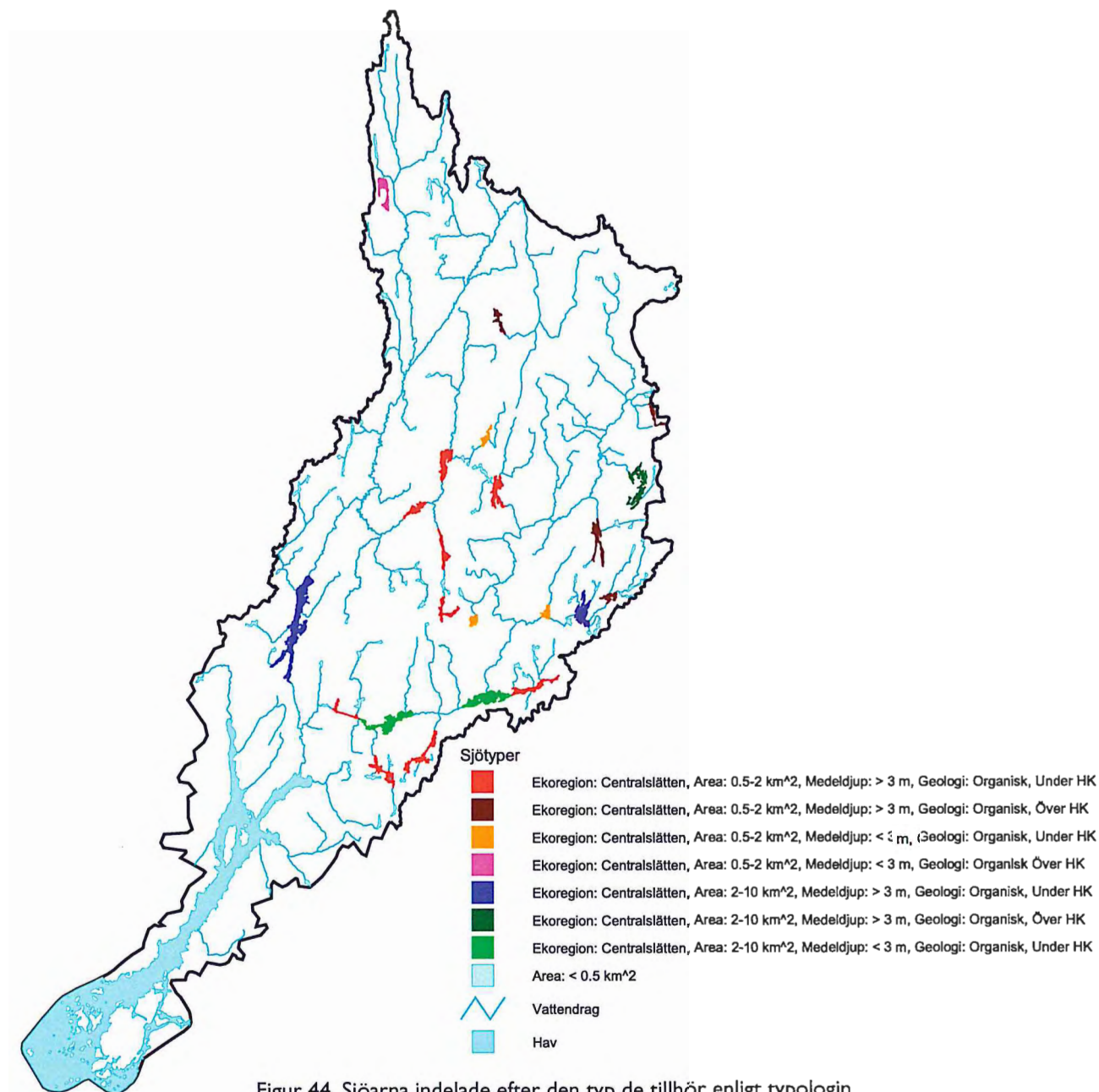
Tabell 8. De obligatoriska faktorerna som använts vid typning av sjöar i Gullmarns tillrinningsområde.

Ekoregion	Geologi
Boreala höglandet	Organisk
Fennoskandiska skölden	Organisk & kalkhaltig
Centralslätten väst	Kalkhaltig
Centralslätten öst	Kiselhaltig
Medeldjup	Höjd ¹
<3 m	<200 m
3–5 m	200–800 m
>15 m	>800 m
Sjöarea	Högsta Kustlinjen
0,5–2 km ²	Under HK
2–10 km ²	Över HK
10 km ²	
>100 km ²	

¹Alla sjöar inom tillrinningsområdet ligger under 200-metersgränsen och därför har högsta kustlinjen använts i stället.

Tabell 9. Sjötyper inom Gullmarns tillrinningsområde enligt typologin i Tabell 8. Färgerna har ingenting med statusklassning att göra.

Typ	Geologi	Högsta kustlinjen	Area	Medeldjup	Ekoregion
1	Organisk	Under HK	0,5–2 km ²	>3 m	Centralslätten väst
2	Organisk	Över HK	0,5–2 km ²	>3 m	Centralslätten väst
3	Organisk	Under HK	0,5–2 km ²	<3 m	Centralslätten väst
4	Organisk	Över HK	0,5–2 km ²	<3 m	Centralslätten väst
5	Organisk	Under HK	2–10 km ²	>3 m	Centralslätten väst
6	Organisk	Över HK	2–10 km ²	>3 m	Centralslätten väst
7	Organisk	Under HK	2–10 km ²	>3 m	Centralslätten väst



Figur 44. Sjöarna indelade efter den typ de tillhör enligt typologin.

Färgerna har ingenting med statusklassning att göra.

4.2.1.2 Typning av vattendrag

Fyra tilläggfaktorer har använts utöver de obligatoriska faktorerna och är därmed inte invägda i typklassningen. Tilläggfaktorer är: vattendragens förlopp och form, strömordning, medelbredd samt lutning. Tilläggfaktorer kan användas separat för att skilja vattendragen ytterligare från varandra.

För vattensträckorna har enbart de obligatoriska faktorerna använts, se Tabell 10. Genom att använda dessa faktorer är det teoretiskt möjligt att få 32 olika vattendragstyper per ekoregion med högsta kustlinjen som höjdfaktor. Det finns även fyra tilläggfaktorer, men dessa är inte integrerade i typklassningen utan används separat för ytterligare indelning. I Gullmarsns tillrinningsområde gav typologin fyra olika typer av vattensträckor, se Figur 45.

Ekoregion	Geologi
Boreala högländet	Organisk
Fennoskandiska skölden	Organisk & kalkhaltig
Centralslätten väst	Kalkhaltig
Centralslätten öst	Kiselhaltig
Höjd ¹	Högsta kustlinjen
< 200 m	Under HK
200–800 m	Över HK
>800 m	
Vattendrag storlek	Tilläggfaktorer ²
10–100 km ²	Förlopp & form
100–1000 km ²	Strömbredd
1000–10 000 km ²	Strömordning
>10 000km ²	Lutning

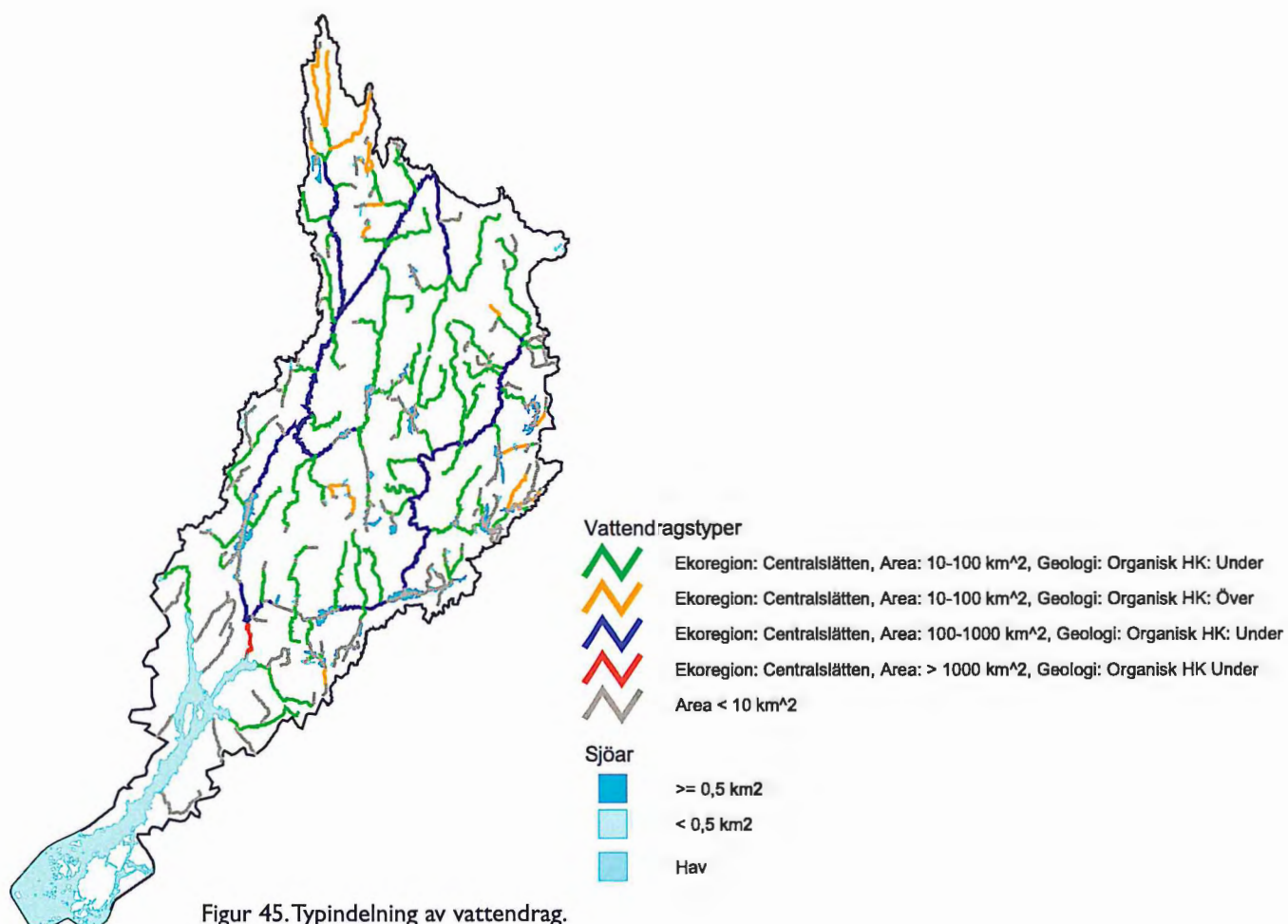
Tabell 10. Obligatoriska faktorer samt tilläggfaktorer som används för typning av vattendrag i Gullmars tillrinningsområde.

¹Alla vattendrag inom tillrinningsområdet ligger under 200 m-gränsen, och därför har högsta kustlinjen använts i stället vid typning.

² Kan används separat när obligatorisk typning är gjord.

Tabell 11. Typning av vattensträckor enligt Tabell 10. Färgerna har ingenting med statusklassning att göra.

Typ	Geologi	Högsta kustlinjen	Area	Medeldjup	Ekoregion
1	Organisk	Under HK	10–100 km ²	>3m	Centralslätten väst
2	Organisk	Över HK	10–100 km ²	>3m	Centralslätten väst
3	Organisk	Under HK	100–1000 km ²	<3m	Centralslätten väst
4	Organisk	Under HK	>1000 km ²	<3m	Centralslätten väst



Figur 45. Typindelning av vattendrag.

4.2.2 Klassning av biologiska kvalitetsfaktorer i sjöar

Statusklassningen med kartor och tabeller ligger i Bilaga 1.

4.2.2.1 Provfisken

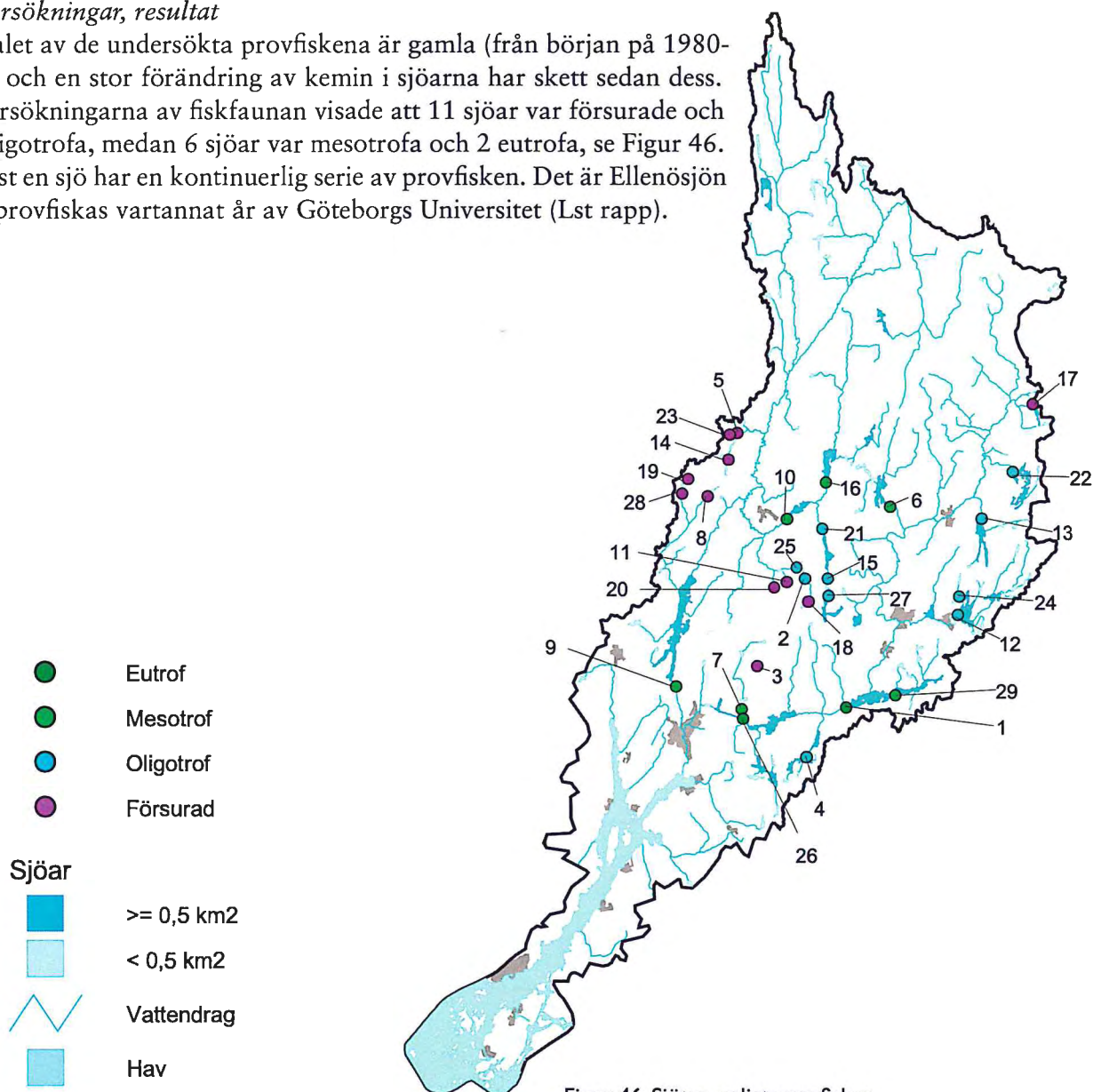
Det har skett få provfisken på senare tid inom Gullmarns tillrinningsområde, de flesta provfisken skedde i början på 1980-talet i samband med den ökande försurningen. Inom detta projekt har provfisken från 29 sjöar studerats och utifrån dessa har sjöarnas status bedömts. Bedömningen visar hur sjöarna såg ut vid provfisketillfället.

Referensförhållanden

För de provfiskade sjöarna har data från tidigt 1900-tal återfunnits för 14 sjöar. Dessa data kan tillsammans med expertbedömning fungera som referensförhållande för den specifika sjön. Tyvärr saknas senare provfisken för de flesta sjöarna, vilket innebär att referensdata får jämföras med lite äldre provfisken som inte speglar dagens situation.

Undersökningar, resultat

Flertalet av de undersökta provfiskena är gamla (från början på 1980-talet) och en stor förändring av kemin i sjöarna har skett sedan dess. Undersökningarna av fiskfaunan visade att 11 sjöar var försurade och 10 oligotrofa, medan 6 sjöar var mesotrofa och 2 eutrofa, se Figur 46. Endast en sjö har en kontinuerlig serie av provfisken. Det är Ellenösjön som provfiskas vartannat år av Göteborgs Universitet (Lst rapp).



Figur 46. Sjötyp enligt provfisken.

De sjöar som enligt provfiskena var sura eller oligotrofa visade sig även ha ett lågt pH och låg alkalinitet (mekv/l). Många av dessa sjöar har därefter kalkats, se vilka sjöar det gäller och åtgärdsområdena i avsnittet om försurning (3.3) Figur 22. Nyare provtagningar av pH och alkalinitet visar att sjöarna har fått betydligt bättre värden och därmed också en bra potential för en rik fiskfauna. Det har dock inte utförts några nya provfisker och därför är det okänt om fiskfaunan har återhämtat sig, eller om vissa försvunna arter har återinvandrat till de påverkade sjöarna (Lst rapp).

4.2.2.2 Fytoplankton i sjöar

Det finns gott om planktonundersökningar från senare tid inom Gullmarns tillrinningsområde. Det har gjorts undersökningar så gott som varje år från 1990 och framåt. Sommaren 2004 gjordes även en utökad undersökning. De tidigare undersökningarna har huvudsakligen skett i två sjöar, Ellenösjön och Östersjön. Dessa sjöar är förbundna med varandra genom ett smalt sund, där Ellenösjön är en grund och kraftigt eutrof sjö, medan Östersjön är djupare och befinner sig i ett tillstånd mellan mesotrof och eutrof. Det har även skett en enstaka undersökning i Viksjön år 1997. Flera av sjöarna inom tillrinningsområdet hyser den glaciala relikten *Limnocalanus macrurus*. Hittills har den återfunnits i följande sjöar (Svensson, J-E, pers. komm., 2004):

- Ragnerudsjön
- Östersjön
- Kärnsjön
- Ellenösjön (enstaka)
- Viksjön (enstaka)

Det är oklart om Ellenösjön och Viksjön har en "egen" population av *Limnocalanus macrurus* eller om enstaka individer förs med strömmen nedströms från Östersjön där det finns en livskraftig population.

Referensförhållanden

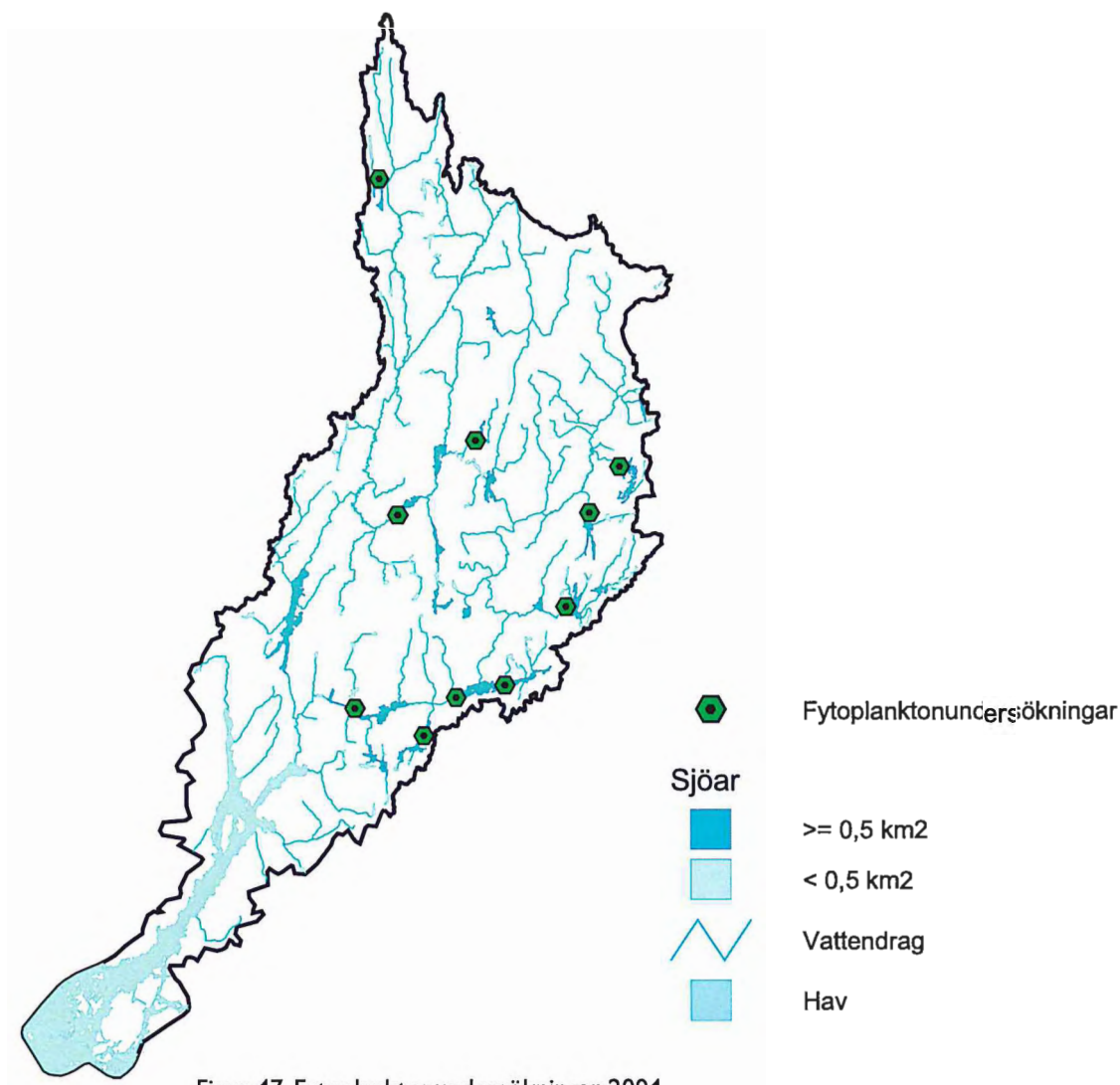
För fytoplankton finns det inga äldre undersökningar gjorda, vilket gör det svårare att hitta referensförhållanden. Ett alternativ är att använda sig av paleoundersökningar av plankton, där Danmark är långt framme i forskningen.

Tabell 12. Fytoplanktonundersökningar och dess typologi enligt karakteriseringen.

Typ	Geologi	Högsta kustlinjen	Area	Medeldjup	Ekoregion	Antal sjöar	Sjöar
1	Organisk	Under HK	0,5–2 km ²	>3 m	Centralslätten väst	11	Lersjön, Östersjön, Holmevattnet
2	Organisk	Över HK	0,5–2 km ²	>3 m	Centralslätten väst	5	Ragnerudsjön
3	Organisk	Under HK	0,5–2 km ²	<3 m	Centralslätten väst	3	Tisätersjön
4	Organisk	Över HK	0,5–2 km ²	<3 m	Centralslätten väst	1	Skottesjön
5	Organisk	Under HK	2–10 km ²	>3 m	Centralslätten väst	2	Nyckelvattnet
6	Organisk	Över HK	2–10 km ²	>3 m	Centralslätten väst	1	Svinesjön
7	Organisk	Under HK	2–10 km ²	>3 m	Centralslätten väst	2	Viksjön, Ellenösjön

Undersökningar

Sommaren 2004 utfördes en undersökning av åtta sjöar som valts ut med hänsyn till typerna de tillhör enligt karakteriseringen, se Tabell 12 och Figur 47. Ellenösjön och Östersjön valdes inte ut till den här undersökningen, eftersom det varje år utförs undersökningar där ändå. Detta betyder att totalt tio sjöar undersökts med avseende på växtplankton.



Figur 47. Fytoplanktonundersökningar 2004.

Utöver fytoplankton finns det flera undersökningar gjorda på zooplankton. Zooplankton inte är med i vattendirektivets bilaga 5 över kvalitetsfaktorer som ska undersökas men kan ändå vara till bra stöd vid tolkning av resultaten för fytoplankton.

4.2.3 Klassning av biologiska kvalitetsfaktorer i vattendrag

4.2.3.1 Bottenfauna

Det har skett bottenfaunaundersökningar i vattendrag inom Gullmarsns tillrinningsområde sedan mitten på 1980-talet i samband med kalkeffektuppföljning. Undersökningarna har bedömts med hänsyn till försurning, övergödning och naturvärde av Medins Sjö- och Åbiologi AB. Eftersom undersökningarna huvudsakligen har skett i försurade områden finns det enbart ett fåtal ställen där bottenfaunan är påverkad av näringsämnen.

Referensförhållande

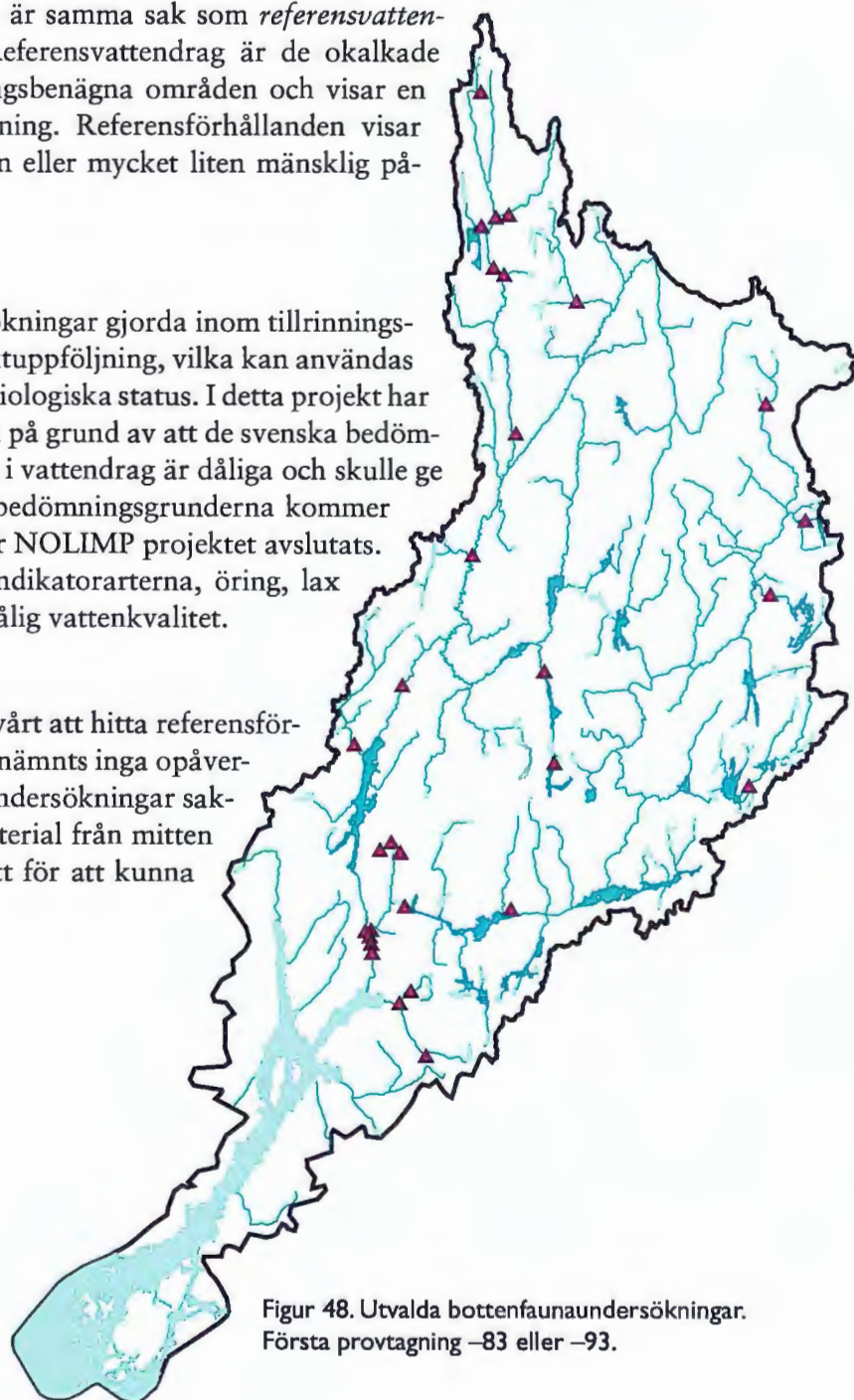
För bottenfauna finns det inga undersökningar gjorda när vattendragen var opåverkade och därför är det även här svårt att finna referensförhållanden. Det är viktigt att komma ihåg att *referensförhållanden* inte är samma sak som *referensvattendrag* i kalkningssammanhang. Referensvattendrag är de okalkade vattendrag som ligger i försurningsbenägna områden och visar en bottenfauna påverkad av försurning. Referensförhållanden visar hur vattnen skulle se ut om ingen eller mycket liten mänsklig påverkan fanns.

4.2.3.2 Elfiske

Det finns en hel del elfiskeundersökningar gjorda inom tillrinningsområdet i samband med kalkeffektuppföljning, vilka kan användas för bedömning av vattendragens biologiska status. I detta projekt har vi valt att inte använda elfiskedata på grund av att de svenska bedömningsgrunderna som finns för fisk i vattendrag är dåliga och skulle ge ett missvisande resultat. De nya bedömningsgrunderna kommer först under våren 2006 och då har NOLIMP projektet avslutats. Istället har vi valt att använda indikatorarterna, öring, lax och elritsa som är känsliga mot dålig vattenkvalitet.

Referensförhållanden

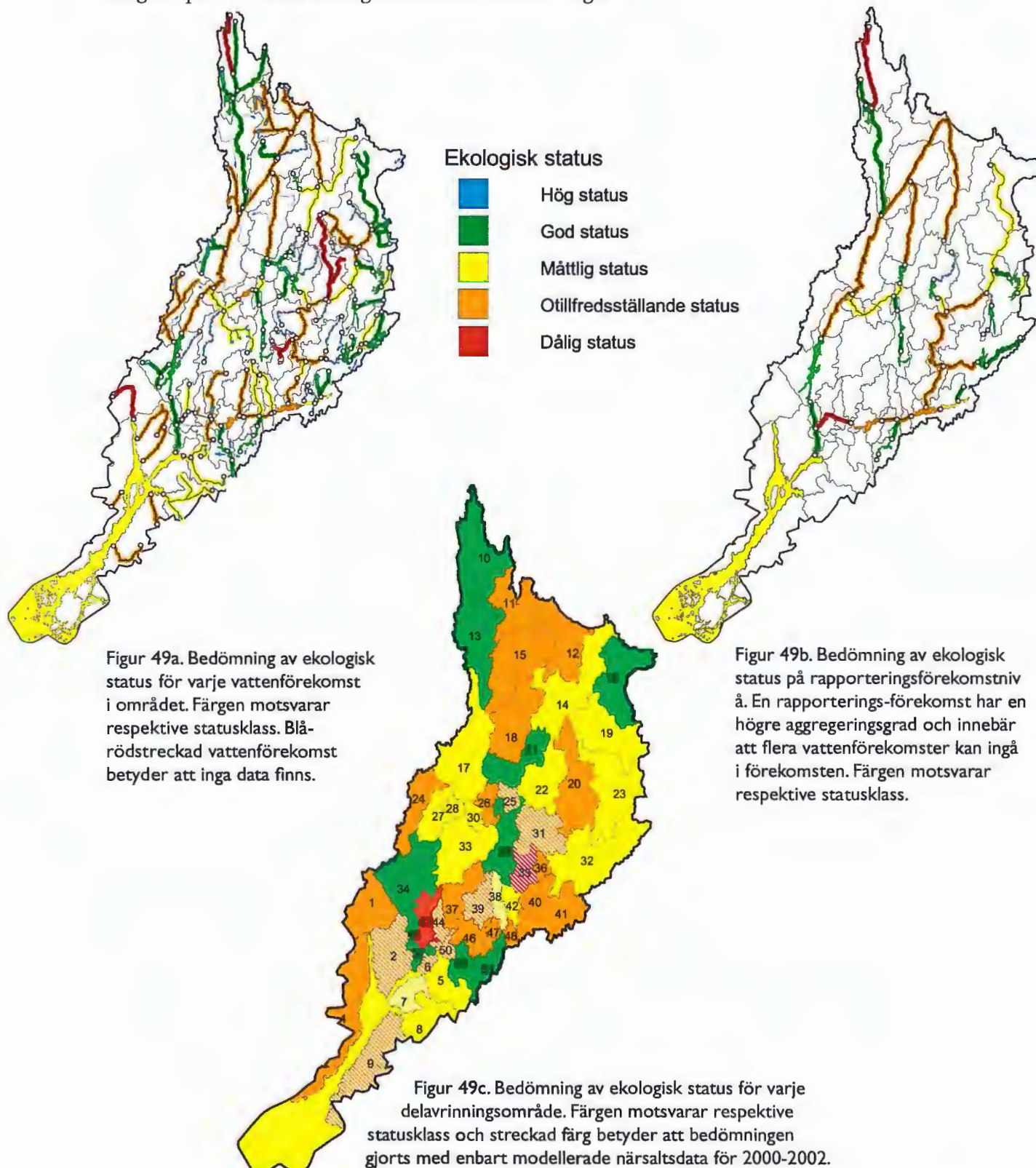
Även för fisk i vattendrag är det svårt att hitta referensförhållanden. Det finns som tidigare nämnts inga opåverkade vatten i området och äldre undersökningar saknas. I vissa fall kan det finnas material från mitten av 1980-talet, men det är för nytt för att kunna användas som referens.



Figur 48. Utvalda bottenfaunaundersökningar. Första provtagning –83 eller –93.

4.2.4 Sammanfattad klassning av vattenförekomster, rapporteringsförekomster samt delavrinningsområden.

Den ekologiska statusen är bedömd på tre aggregationsnivåer; vattenförekomst-, rapporteringsförekomst- samt delavrinningsområdesnivå. Vattenförekomsterna är bedömda i Figur 49a där varje vattenförekomst är färgad efter den status den fått. Rapporteringsförekomsterna (den nivå som rapporteras till EU) är bedömda i Figur 49b. Resultaten av bedömningen på delavrinningsområdesnivå visas i Figur 49c.

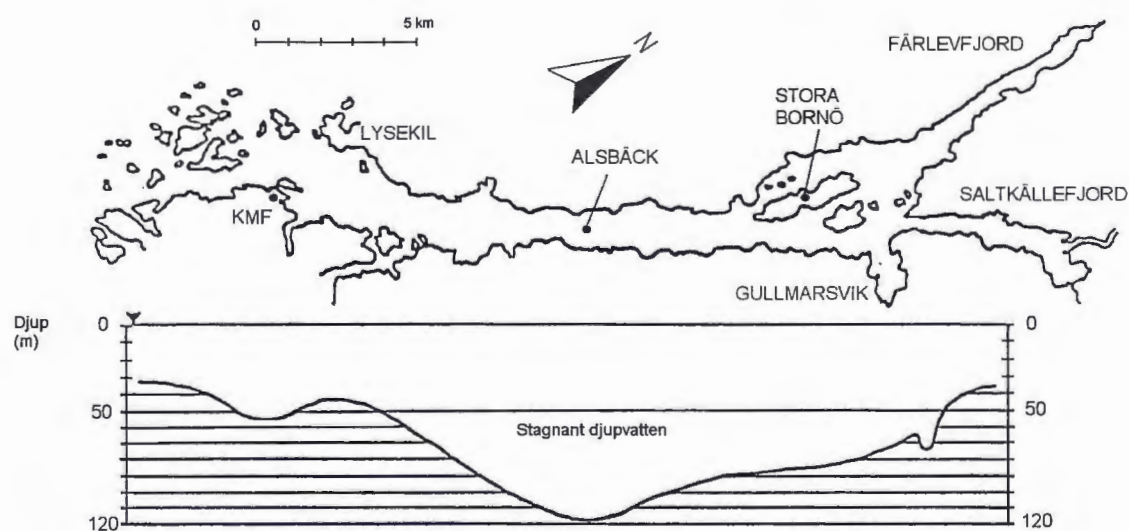


4.3 Kustvatten

Gullmarn är en kustvattenrecipient och för kustvatten är redan en typning gjord av SMHI på uppdrag av Naturvårdsverket. SMHI har delat in Sveriges kust i 23 typområden där Gullmarn ingår i typområde 2, *Västkustens fjordar* (Håkansson och Hansson, opubl., 2003). I denna del beskrivs Gullmarn allmänt och med avseende på de kvalitetsfaktorer som ingår i karakteriseringen, dessutom statusklassas Gullmarn.

4.3.1 Gullmarn

Gullmarn är Sveriges enda tröskelfjord, vilket innebär att den är långsmal, djup och har en tröskel vid mynningen. Fjorden sträcker sig ca 25 km in i landet i nordöstlig riktning och har en bredd på mellan 1 och 3 km (se Figur 49). Gullmarn har uppstått genom en sprickbildning i urberget, vilken sedan gröpts ur av vattendrag och inlandsis och skapat ett bäcken med en tröskel vid mynningen. Lysekil och Skaftö ligger på var sin sida om mynningen och utanför denna sträcker sig skärgården ut till Bonden, den västligaste utposten i området. I de inre delarna är Gullmarn uppdelad i två grenar, Färlevfjorden och Saltkällefjorden. Något söder om förgreningen ligger de två största öarna, Stora och Lilla Bornö, i övrigt finns endast några få öar i fjorden. (Molander, 1964).



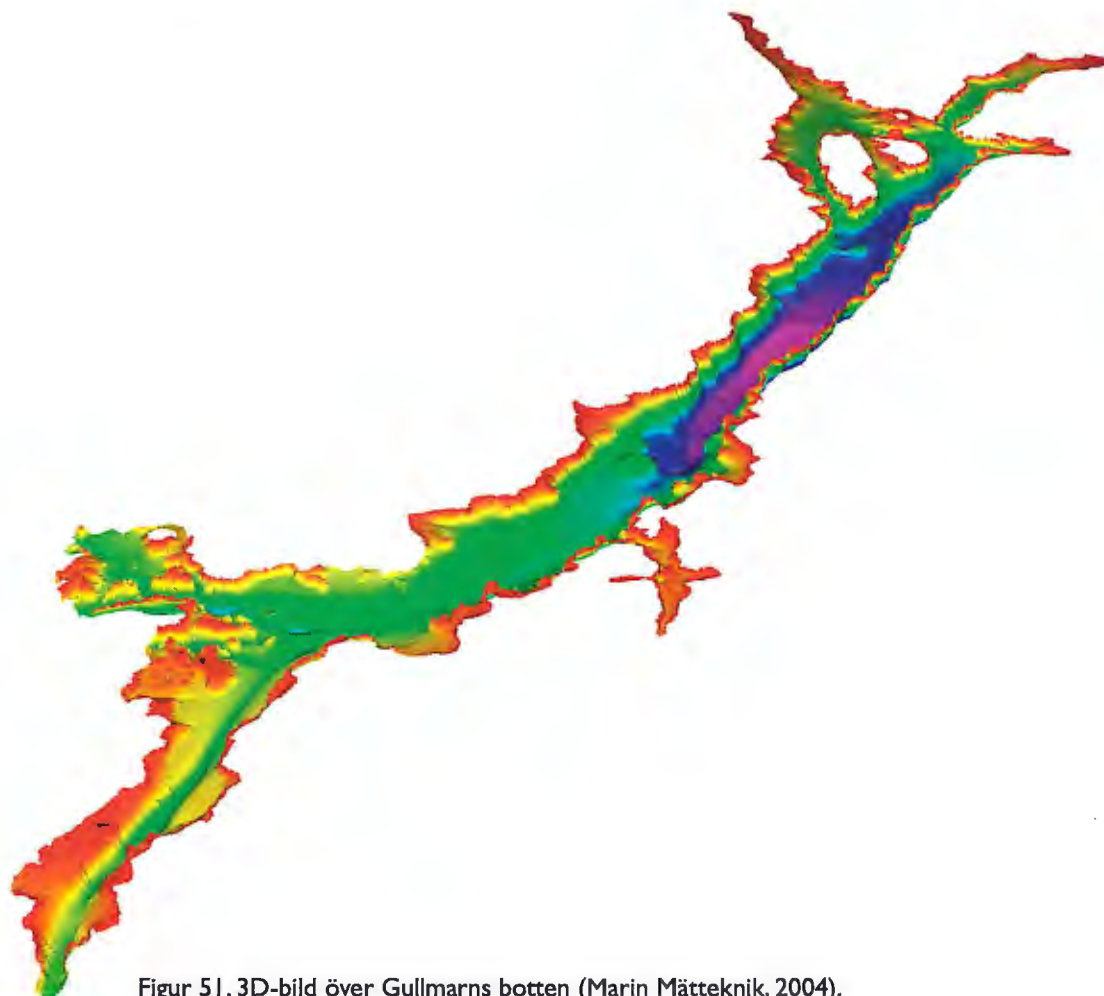
Figur 50. Gullmarn med djupprofil (Modifierad efter Svansson, 1984).

Fjordens största djup ligger vid Alsbäck och är mätt till 118,5 meter av Marin Mätteknik AB. Det maximala djupet vid tröskeln är 52 meter, men på grund av en tröskel utanför mynningen är det effektiva tröskeldjupet endast 42 meter (Bekkby & Rosenberg, 2004). Tröskeln skapar unika naturvärden men ger också en större känslighet för föroreningar. Vattenutbytet i fjorden försvåras på grund av tröskeln och tillsammans med salthaltsskiktningen i fjorden ger detta upphov till ett stagnant djupvatten som sällan byts ut. Normalt sker vattenutbyte ungefär en gång per år. Näringsbelastningen som orsakar algblomningar får ofta som följd att det mellan vattenutbytena uppstår syrebrist i bottenvattnet. Syrebristen skadar bottenfaunan och kan i mer extrema fall leda till bottendöd. År 1997 skedde inget utbyte av bottenvattnet, detta innebar bottendöd från 105 meters djup och neråt (Rosenberg et al., 2002).

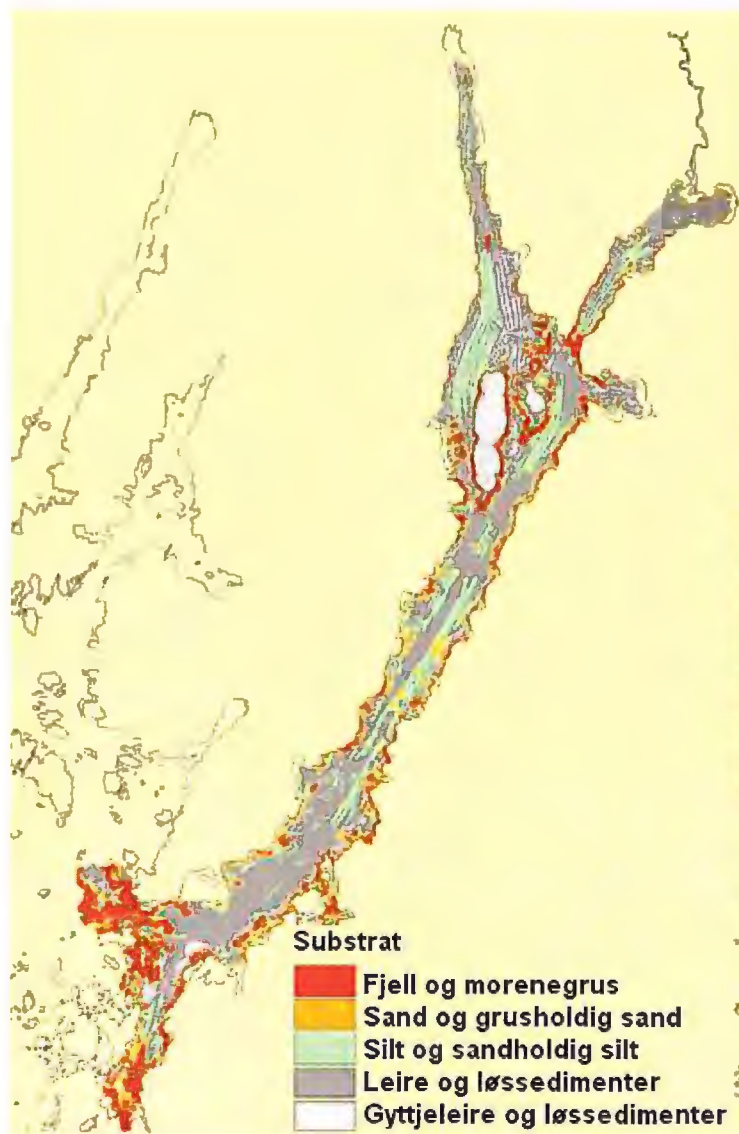
Huvuddelen av Gullmarn vilar på det bohuslänska granitmassivet, medan sydöstsidan och hela den nordvästra sidan består av gnejs. Den nordvästra sidan är jämnare och mer avrundad än den sydöstra, som består av oregelbundna höga fjällpartier med branta stup (Molander, 1964).

En noggrann kartering av Gullmarns botten gjordes 2003 med hjälp av olika ekolod; multistrålekolod, Side Scan Sonar samt penetrerande ekolod. Detta har gett ny kunskap om bland annat djup och bottensubstrat i fjorden. Objekt på botten har identifierats, bland annat ligger ett gammalt flygplan och flera små båtar, antagligen ekor, på Gullmarns botten. Flygplanet är troligen det engelska planet Hudson III Loch Leven som nödlandade och sedan sänktes i Gullmarn 1942. Sedimentlagren kan grovt uppfattas med hjälp av hårdhetsdata (styrkan på reflektionen från ekolodet). Profilkartor redovisar de översta sedimentlagren och djupet ner till berggrunden. Bottenspår från exempelvis trålning har också kartlagts (Marin Mätteknik AB, opubl., 2004).

Utifrån denna sjömätning har modelleringar av marina livsmiljöer (Natura 2000-habitat) gjorts där bottensubstrat, lutning, revstrukturer och vindexponering utgör några bakgrundsdata (Bekkby & Rosenberg, 2004). Detta har resulterat i kartor över möjlig utbredning av ålgräs, makroalger, blåmusslor och epifauna. En karta från sjömätningen av djupförhållandena i fjorden visas i Figur 50, Figur 51 redogör för bottensubstratet. Botten består till stor del av lera och löst sediment (Bekkby & Rosenberg, 2004). Resultat från modellering av vindexponering visas i Figur 52.



Figur 51. 3D-bild över Gullmarns botten (Marin Mätteknik, 2004).



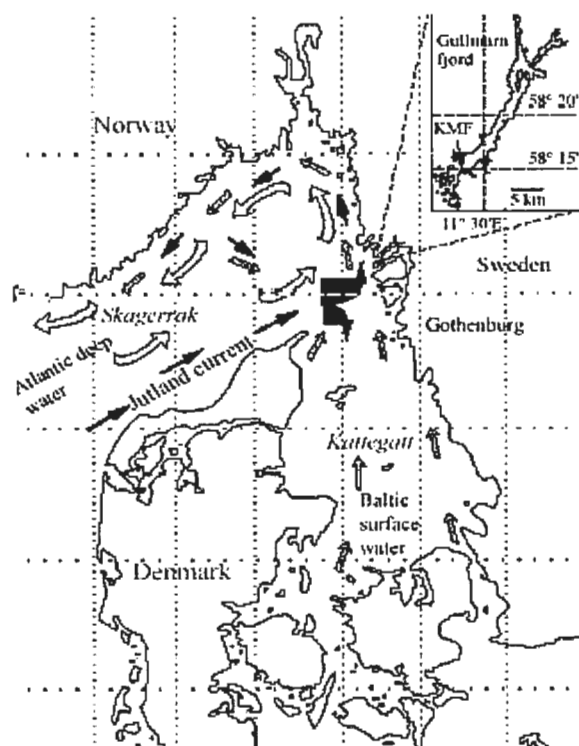
Figur 52. Bottensubstrat registrerat av Marin Måtteknik AB (Bekkby & Rosenberg, 2004).



Figur 53. Modellering av vindexponering baserad på data med en oppløsning på 50×50 m. Metoden inkluderar den sträcka vinden har att bygga opp vågor på samt vindens styrka, frekvens och riktning (Bekkby & Rosenberg, 2004).

4.3.1.1 Hydrografi

Två stora strömsystem påverkar den svenska västkusten och därmed Gullmarn, se Figur 53. Det vatten med låg salinitet som strömmar uppåt längs kusten består av en blandning av vatten från Östersjön och Kattegat/Skagerrak (*Baltiska strömmen*). Den andra strömmen (*Jutska strömmen*) kommer västerifrån med vatten som har en högre salinitet och härstammar från Nordsjön/Atlanten (Lindahl et al., 1998). Skillnaderna i salinitet hos de olika vattenströmmarna skapar fyra vattenlager i fjorden. Sötvatten huvudsakligen från Örekilsälven ligger som ett översta skikt. Östersjövatten utgör vattenmassan under älvvattnet och under denna ligger ytvatten från Skagerrak som har cirkulerat i Kattegat. Det senare vattnet är inte särskilt näringsrikt då den mesta näringen förbrukats vid primärproduktionen. Under tröskeldjupet ligger det nedersta skiktet, bottenvattnet, som sällan byts ut (Svansson, 1984). En tydlig stratifiering av fjordvattnet sker med en haloklin på 10–20 meters djup och en på 50–60 meters djup. Ytvattnet har salinitet på <30 PSU (*Practical Salinity Units = promille*), mellanskiktet 30–33 PSU och bottenvattnet >33 PSU. Tidvattnamplituden vid Lysekil varierar mellan ca 0,3 och 0,6 meter (Marin Mätteknik, opubl., 2004).



Figur 54. Strömmar som påverkar Gullmarns hydrografi (Belgrano et al., 1999).

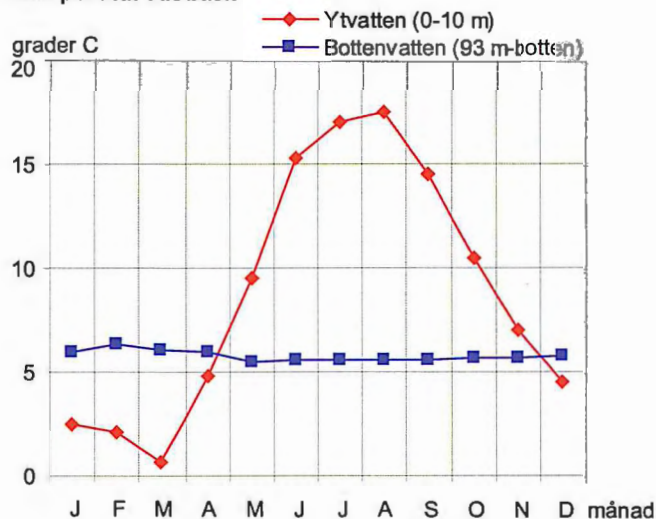
Vattenutbytet ovanför tröskeln sker med hjälp av interna vågor, barokliner, i det mellersta vattenskiktet. Ett ständigt utbyte av vatten sker över tröskeln eftersom språngskiktets rörelser utanför fjorden fungerar som en pump som driver vatten över tröskelnivå in och ut ur fjorden, se Faktaruta 7 (Arneborg, 2004). Bottenvattnet byts däremot sällan ut och det sker endast vid högtryck med ihållande nordostliga vindar (Kristinebergs Marina Forskningsstation, 2004).

Medelomsättningstiden för vattnet i det övre skiktet har beräknats vara 16–26 dagar och för vattnet över tröskeldjupet 40 dagar (Arneborg, 2004). Vattnet under tröskeln, djupvattnet, är saltare, kallare och därmed tyngre än de övre lagren, vilket gör att utbyte endast sker någon gång per år, i regel under våren. Utbytet kan ske på ett par dagar eller så kan vattnet bytas ut genom flera mindre vattenutbyten under några månaders tid. Mellan utbytena är vattnet stagnant. Detta innebär att det kan bli perioder på mellan sex till tio månader då inget tillskott på nytt vatten sker, vilket bland annat medför att syrehalten kontinuerligt sjunker (KMF, 1999). Utbyte sker vid högtryck då nordostliga vindar pressar ut kustvattnet mot Nordsjön. En bottenström av syrerikt vatten från Skagerrak och Nordsjön sugas då in över tröskeln och sjunker på grund av sin höga salinitet och låga temperaturer på botten (Kristinebergs Marina Forskningsstation, 2004).

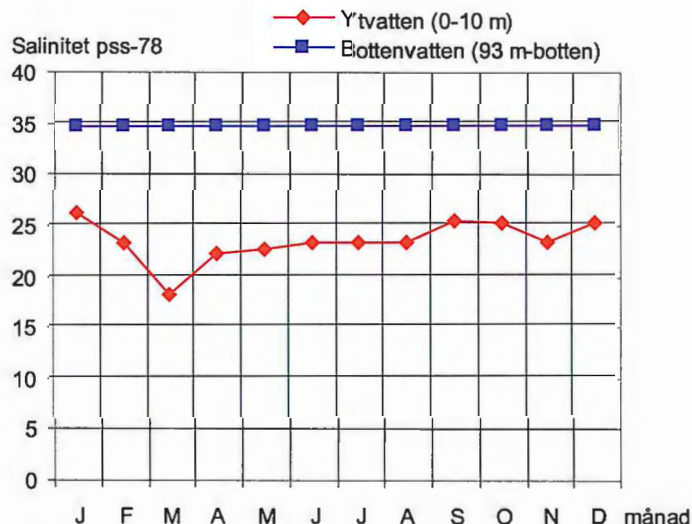
Vintern och våren 1997 skedde inget utbyte av bottenvattnet och därmed blev syrebristen svår på större djup. Inte förrän i januari 1998 byttes vattnet delvis ut. På djup större än 80 meter konstaterades effekter på faunan (Nilsson och Rosenberg, 2000).

Temperatur och salthalt i yt- respektive bottenvattnet i Alsäck för åren 1980 till 2004 visas i Figur 55.

Temperatur Alsäck



Salthalt Alsäck



Figur 55. T.v. Medeltemperatur och t.h. salthalt i ytvattnet (0–10 m) (röd linje) och i bottenvattnet (93 m–botten) (blå linje) vid Alsäck under åren 1980–2004. (Bohuskustens vattenvårdsförbund, 2004).

4.3.1.2 Naturvärden

Gullmarn är sedan länge känt för sitt rika, och delvis unika, växt- och djurliv. Redan 1835 beskrev professor Bengt Fries fjorden som "...en rik djurgrufva der vattnet hvimlar av lefvande varelser, den ena underligare än den andra" (Kristinebergs Marina Forskningsstation, 2004). Alltsedan dess har många vetenskapliga undersökningar gjorts i fjorden. Både florin och faunan är mycket artrik, men framför allt faunan består av ett flertal djuphavslevande arter som i övrigt är sällsynta på Västkusten. Larver kan följa med inströmmande djupvatten vid utbyte av bottenvattnet, och på grund av de stabila förhållandena i djuphålan med temperatur och salthalt på 5 – 7 grader respektive 34 – 35 PSU kan arterna etablera sig. Detta fenomen brukar kallas fjordeffekten. Förhållandena i djuphålan motsvarar djup på 200 – 300 meter ute i egentliga Skagerrak (Kristinebergs Marina Forskningsstation, 2004).

Bland fjordens fiskar finns flera arktiska arter av simpör samt större och mindre kungsfisk. Andra fiskarter i fjorden är bland annat torsk, kolja, vitling, lax, makrill, sill och skarpsill. Även havskatt, marulk, rocka och pigghaj kan påträffas i fjorden (Länsstyrelsen, opubl. 1986). Håkäring (*Somniosus microcephalus*) är en stor (upp till 8 m) arktisk djuphavshaj som tidigare kunde fångas i fjorden. Sedan tidigt 1980-tal är dock fångster av håkäring mycket sällsynta (Sportfiskarna, 2005). Marina däggdjur som påträffas i fjorden är exempelvis tumlare (*Phocoena phocoena*). Knubbsäl (*Phoca vitulina*) är relativt vanlig i Lysekils skärgård i fjordens mynningsområde. Pirål (en rundmun) är också vanlig på mjuka bottenar djupare än 40 m (Länsstyrelsen, opubl. 1986).

I fjorden finns ca 1700 arter av bottenlevande djur (större än 1 mm). På botten i de djupare delarna av fjorden finns till exempel trollkrabba, trollhummer, flera kammussel- och skålsnäcksorter, kungssnäcka samt ett stort antal maskarter, exempelvis pilmask (*Sagitta arctica*) och rörbyggande havsborsmaskar, ex *Sabella pavonina* och *Melinna cristata*. Tagghudingar (Echinodermata) är vanliga med flera arter av sjöborrar, sjöstjärnor och ormstjärnor. Flera kallvattenarter av svampdjur finns också. Exempel på koraller i fjorden är bågarkorallen *Caryophyllia smithii*. Bland solitära mjukkoraller (anemoner) är den vita *Prothantea simplex* mycket dominerande i stora delar av Gullmarn inom djupintervallet 15–40 m, den kallas därför för "Gullmaranemon" och är en karaktärsart för fjorden (Lawett, pers. komm., 2005). Nordhavsräka (*Pandalus borealis*) är en av fjordens mest kända kallvattensarter (Statens Naturvårdsverk, 1978). Den påträffades i stora stim redan på 1840-talet och räktrålning var vanligt i djupdelarna av fjorden från tidigt 1900-tal fram till 1990 då det förbjöds. Från 1997 är trålningen efter "Gullmarräka" åter tillåten men är starkt begränsad (Lawett, pers. komm., 2005).

Faunan i de grundare delarna av fjorden är relativt lik andra delar av västkusten med småfisk samt strandkrabbor, märlkräftor, havsborstmaskar, musslor och snäckor. Dessa djur är viktiga som fiskföda och Gullmarn är värdefullt som reproduktions- och uppväxtområde för många av västkustens fiskarter.

Floran i fjorden är också mycket artrik med flera hundra algarter, men skiljer sig inte nämnvärt från liknande områden på västkusten. Eftersom algarternas djuputbredning bestäms bland annat av ljusställning får Gullmarns unika djuphåla ingen större betydelse för floran. De mer exponerade delarna i den yttre delen av fjorden är ovanligt artrika jämfört med svenska förhållanden generellt. Algvegetationen i dessa områden har legat till grund för de svenska algfloran (Statens Naturvårdsverk, 1978).

4.3.2 Metoder för att ta fram referensförhållande

Två olika metoder har använts för att bedöma avvikelser av biologiska och fysikalisk-kemiska faktorer i Gullmarn från dess naturliga tillstånd; jämförelser med historiska data och jämförelser med referenstillstånd enligt förslagen till Naturvårdverkets nya bedömningsgrunder för kust och hav. Med dessa kan man bedöma statusen för kvalitetsfaktorerna. Metoderna beskrivs i följande avsnitt.

Ingen generell tidpunkt har bestämts att motsvara "ett naturligt tillstånd", eftersom det skiljer sig beroende på metod och faktor. Då historiska data har funnits så har i princip äldsta tillgängliga data använts för de faktorer där mätmetoderna inte skiljer sig nämnvärt från i dag. I närsaltsmodellen har tillståndet 1985 respektive 1960 använts för modellering av önskvärda tillstånd. Förslag till bedömningsgrunder finns för de flesta faktorer som ska användas för karakterisering enligt Vattendirektivet. Referenstillstånd för de olika typområdena har där i sin tur bedömts genom olika metoder, exempelvis historiska data och expertbedömningar. De jämförelser som görs i detta arbete är relativt grova, och kan endast sägas urskilja eventuella trender. Inga statistiskt säkra jämförelser av data har gjorts.

Kustvattendelen i pilotområdet består egentligen av tre vattenförekomster; Gullmarns centralbassäng, Färlevfjord och Saltkällelfjord. I denna bedömning har hela kustvattendelen dock bedömts som en vattenförekomst. I de fall "Inre Gullmarn" har en egen bedömning för de biologiska faktorerna, kan denna sägas motsvara Färlevfjord eller Saltkällelfjord.

4.3.2.1 Historiska data

Gullmarn är ett välundersökt område med ett flertal av landets första marina forskningsstationer; Kristinebergs Marina Forskningsstation grundad 1877, Bornö Hydrografiska fältstation grundad 1902 och Klubban, Uppsala Universitets biologiska station sedan 1917. Dokumentation av mätningar och undersökningar är dock sparsam. Formatet på de data som finns gör att det inte alltid är möjligt att göra jämförelser med sentida data.

Från Bornö Hydrografiska fältstation finns en unik dataserie av kontinuerliga mätningar av temperatur och salthalt vid Bornö sedan 1902 fram till 1989. Från denna tid finns i perioder mätningar även från Släggö samt Alsbäck. Temperatur och salthalt är dock inte faktorer som används för statusbedömning i detta arbete. Från Alsbäck finns även vissa mätningar av syre från 1902 och framåt. Dessa data finns lagrad i SMHI:s databas, SHARK (Svenskt HAvsARKiv).

I samband med 50-årsjubiléet av Kristinebergs Marina Forskningsstation gavs en sammanställning ut av fyra utgivna skrifter av tre av de forskare som arbetat vid stationen i boken *Kristinebergs Zoologiska Station 1877–1927*. Hjalmar Théel skriver mycket intressant om stationens historia och om de forskare som besökte stationen i olika perioder. Det material som kommit till användning under det här arbetet är dock övriga skrifter i boken; *Animal communities on soft bottom areas in the Gullmar fjord* av Arvid R. Molander samt *Epibioses of the Gullmar Fjord I och II – A Study in Marine Sociology* av Torsten Gislén.

Molander beskriver faunan på mjukbottnar i fjorden vid mer än 60 olika stationer under perioden 1923–1926. Han beskriver bland annat vilka arter som ingår i de olika typerna av faunasamhällen (namngivna efter den dominerande arten). Antalet individer av varje art samt den totala vikten av faunan funnen på varje station finns i tabellform. En lista över alla funna arter samt på vilken station de funnits finns också med. I princip all data grundar sig dock på endast ett besök vid varje station (Kristinebergs Zoologiska Station, 1930).

Gislén beskriver Gullmarns morfologi och hydrografi, såsom strömmar, temperatur, salthalt, syrekonzentration, siktdjup, alkalinitet med mera från 1890-talet från framförallt Alsbäck, men även andra stationer i Gullmarn. Floran och faunan beskrivs också vid ca 25 stationer från 1920-talet, men liksom Molander finns oftast data endast från ett besök per station (Kristinebergs Zoologiska Station, 1930).

Fosfatmätningar finns från Alsbäck och Släggö sedan 1959 och från Ormestad, Bornö samt Örekilsälvens mynning sedan slutet av 1960-talet. Mätningar av kväve vid dessa stationer började kring 1970. I SHARK finns data från relativt kontinuerliga mätningar av de flesta fysikalisk-kemiska faktorerna sedan 1970-talet.

4.3.2.2 Nya bedömningsgrunder

I och med införandet av Vattendirektivet i Sverige håller Naturvårdsverket på att ta fram nya bedömningsgrunder för miljö kvalitet gällande kust och hav.¹ Förslag finns för bedömning av fysikalisk-kemiska faktorer (Sahlsten och Hansson, opubl., 2004), växtplankton (Samuelson et al., opubl., 2004), bentiska evertebrater (Blomqvist, pers. komm., 2004) och makrovegetation (Kautsky et al., opubl., 2004). Dessa är ännu inte helt färdigbearbetade och de föreslagna gränsvärdena mellan olika statusklasser kan komma att ändras innan bedömningsgrunderna blir gällande. Bedömningsgrunderna är gjorda för respektive typområde, i detta fall *Västkustens fjordar*, och är inte specifika för Gullmarn.

¹ Även nya bedömningsgrunder för miljö kvalitet gällande sjöar och vattendrag tas fram.

För metaller och organiska miljögifter är inga nya bedömningsgrunder utarbetade för att stämma överens med Vattendirektivet. Därför används de gamla bedömningsgrunderna i bedömningarna (Naturvårdsverket [2], 1999). Även här finns fem statusklasser som visar på avvikelser från jämförvärden. Klass 1–5 från *Ingen/obetydlig avvikelse* till *Mycket stor avvikelse*, vilka kan sägas motsvara statusklasserna hög till dålig status, de är dock inte anpassade till Vattendirektivet. Naturhistoriska riksmuseet, arbetar med att ta fram material som troligtvis kommer att utgöra bedömningsgrunder för miljögifter i biota. Dessa kommer antagligen att bygga på EU:s Quality Standards. Arbeta med detta sker dels inom OSPAR och dels inom Nordiska ministerrådet (Bignert, pers. komm., 2004). Ingemar Cato vid SGU har sammanställt miljötillståndet och förändringar i Gullmarn med avseende på miljögifter i sediment och bedömt dessa enligt de nuvarande bedömningsgrunderna (Cato, I., opubl., 2005). En del av dessa resultat presenteras i Avsnitt 4.3.4.5.

Inga bedömningsgrunder finns för hydromorfologiska faktorer. Dessa faktorer är endast beskrivna kvalitativt i Avsnitt 4.3.1, i karakteriseringen av Gullmarn.

Alla biologiska faktorer ska miljökvaliteten uttryckas i en Ekologisk Kvalitetskvot (EQR) som ligger till grund för statusklassningen. Kvoten beskriver förhållandet mellan ett observerat värde och referensvärdet. Förslagen som ges för beräkning av EQR är ännu inte testade och är inga vedertagna metoder. En färgmarkering används för åskådliggörande av statusen (se Figur 56).

HÖG	GOD	MÅTTLIG	OTILLFREDS-STÄLLANDE	DÅLIG
-----	-----	---------	----------------------	-------

Figur 56. Färgkod för statusklassningen.

4.3.2.2.1 Bedömningsgrunder biologiska faktorer

Makrovegetation

I förslaget (Kautsky et al., opubl., 2004) har man valt att göra en enkel bedömning baserad på ett antal lätt identifierbara makroalgsarter och gömfröiga växter. Denna bedömning lämpar sig bäst för hårbottenar med minst 12 m djup. För grunda bottenar där ljusstillgången inte begränsar växtligheten föreslås en mer komplex metod där EQR baseras på proportionen (procent täckningsgrad) långlivade till kortlivade snabbväxande arter. Tillgången på historisk data har varit mycket begränsad då de flesta inventeringar som är gjorda är från 1980-talet och framåt. Detta har gjort att det varit svårt att ta fram referensförhållanden som visar på opåverkade miljöer. I vissa fall har då det linjära sambandet mellan siktdjup och maximal djuputbredning, som är nära 1:1, använts. För ålgräs, *Zostera marina*, stämmer detta mycket väl (Kautsky et al., opubl., 2004).

Täckningsgrad och biomassa, som enligt Vattendirektivet ska ingå, har i förslaget till bedömningsgrunder valts bort vid framtagningen av referensvärden, eftersom det inte funnits tillräckligt med data. Maximal djuputbredning av ett antal fleråriga strukturerande makroalger och gömfröiga växter är därför den enda faktor som ligger till grund för bedömningen av ekologisk status tills vidare. Kortlivade, snabbväxande arter har valts bort för att förenkla bedömningen. För grunda kustområden räknas dock dessa med för att ge ett säkrare sätt att bedöma den ekologiska statusen. Arterna indikerar olika grader av övergödning som är den faktor som anses ha den största negativa påverkan på Sveriges kustvatten (Kautsky et al., opubl., 2004).

De arter som valts ut för bedömningen är vanligt förekommande och finns över ett relativt stort kustområde. Arter som valts ut för typområde 2, *Västkustens fjordar*, samt klassindelning utifrån djuputbredning av respektive art visas i Tabell 13 (Kautsky et al., opubl., 2004).

Tabell 13. Klassindelning för makroalger och gömfröiga växter för beräkning av EQR i typområde 2, Västkustens fjordar (Kautsky et al., opubl., 2004).

ART	Hög (m)	God (m)	Måttlig (m)	Otillfreds-ställande (m)	Dålig
<i>Chondrus crispus</i>	>10	7–10	3–7	0–3	saknas
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	>12	8–12	4–8	0–4	saknas
<i>Halidrys siliquosa</i>	>10	6–10	3–6	0–3	saknas
<i>Laminaria saccharina</i>	>8	6–8	4–6	0–4	saknas
<i>Phyllophora pseudoceranoides</i>	>8	6–8	4–6	0–4	saknas
<i>Rhodomela confervoides</i>	>12	8–12	4–8	0–4	saknas
<i>Zostera marina</i>	>6	4–6	2–4	0–2	saknas

EQR fås genom att dividera det högsta nutida värdet med referensvärdet. Ett EQR-värde mellan 1–0,81 visar på hög status, 0,80–0,61=god status, 0,60 – 0,41 = måttlig status, 0,40 – 0,21 = otillfredsställande status och = 0,20 – 0 = dålig status. En bedömning på mellan 5 till 10 olika profiler rekommenderas för varje typområde beroende på storlek. I förslaget preciseras olika kriterier som måste vara uppfyllda för varje profil och hur provtagningen ska gå till.

Bentiska evertebrater

Bedömningsmetoden som tagits fram baseras på bottenfaunans sammansättning (art- och individantal) i kombination med klassificering av känsliga och tåliga arter. Bottenfaunan är i ostörda miljöer relativt stabil över tiden. Störningar av miljön leder dock till förändringar i artsammansättning och täthet. Arter är olika känsliga för förändringar i miljön och artsammansättningen kan därmed visa på hur stor en störning i ett område är genom närvaron (eller frånvaron) av känsliga arter. Toleranta arter kan, förutom arter som tål stora störningar, också sägas vara arter som efter en störning återkoloniserar området tidigt (Blomqvist, pers. komm., 2004).

Den metod som föreslås i förslaget till nya bedömningsgrunder är ett diversitetsindex. Detta beräknas på olika sätt för Västerhavet och för Östersjön, eftersom artantalet vanligen är lägre i Östersjön som har en betydligt lägre salthalt. För Västerhavet är diversitetsindexet baserat på Hurlberts formel och visar på det förväntade antalet arter hos 50 individer (ES50) ur ett prov enligt formel (1.1)

$$ES50 = \sum_{i=1}^S \frac{(N - N_i)!(N - 50)!}{(N - N_i - 50)!N!} \quad (1.1)$$

där N är det totala antalet individer i provet, N_i är antalet individer av respektive art i provet och S är antalet arter. En arts tolerans mot störning kan sedan beräknas genom att plotta artens abundans i medeltal för respektive ES50-värde. Det ES50-värde där 5 % av artens totala förekomst har uppnåtts har valts som artspecifikt $ES50_{0,05}$. Genom att välja värdet där 5 % av förekomsten har uppnåtts sällas de mest störningstoleranta individerna bort (Blomqvist, pers. komm., 2004).

Genom att använda det totala antalet arter på en provstation, arternas relativa täthet samt $ES50_{0,05}$ som mått på olika arters tolerans kan man beräkna BQI (*Benthic Quality Index*). BQI är ett nytt miljökvalitetsindex som tagits fram i förslaget till nya bedömningsgrunder och är det sätt som föreslås att användas för att bestämma EQR för bentiska evertetrater. I förslaget till bedömningsgrunderna används namnet BSI (*Benthic Species Index*). BQI är dock ett mer korrekt indexnamn, eftersom det är kvaliteten på en station som avses (Rosenberg, pers. komm., 2004), och är det namn som används i detta arbete. BQI beräknas enligt formel (1.2)

$$BQI = \left(\sum_{i=1}^n \left(\frac{A_i}{totA} \times ES50_{0,05i} \right) \right) \times 10 \log(S+1) \quad (1.2)$$

där n är antalet klassade taxa vid provstationen, i är den i :te taxa som är klassad, $totA$ är den totala abundansen av alla klassade taxa vid besöket, $ES50_{0,05i}$ är klassningen av taxa i och S är det totala antalet taxa. Artantalet (S) adderas med 1, eftersom prov med endast en art i annat fall skulle bli noll. På detta sätt medräknas också de arter som saknar $ES50$ -värde (Blomqvist, pers. komm., 2004).

På Västkusten har ett tydligt samband visats mellan BQI och antal taxa, där ökat antal taxa ger ett högre BQI. Det högsta BQI-värdet som bestämts i Västerhavet är satt som referensvärde för alla typområden längs Västkusten ner till och med Öresund i bedömningsgrunderna. För att bestämma EQR divideras BQI vid en station med detta värde. Olika gränsvärden för statusklasserna är satta för djup över respektive under haloklinens nedre gräns, 20 m. Eftersom salthalt och temperatur är betydligt mer stabila under haloklinen blir bottenfaunan mer artrik där och det är därför olämpligt att använda samma gränsvärden på de olika djupen. För *Västkustens fjordar* (typområde 2, enligt SMHI:s indelning) är bakgrundsmaterialet tillfredsställande för indelning i statusklasser på djup över 20 m, men inte för indelning av statusklasser på ≤ 20 m. Det nuvarande förslaget till klassgränser för typområde 2, visas i Tabell 14 (Blomqvist, pers. komm., 2004).

Tabell 14. BQI-index samt EQR-värde för de olika statusklasserna för typområde 2. (Blomqvist, pers. komm., 2004)

DJUP	Index	Hög	God	Måttlig	Otillfredsställande	Dålig
<20 m	BQI	>16,1	16,0–13,1	13,0–6,1	6,0–1,1	<1,0
	EQR	>0,85	0,84–0,69	0,68–0,33	0,32–0,06	<0,05
>20 m	BQI	>18,1	18,0–14,1	14,0–6,6	6,5–1,1	<1,0
	EQR	>0,83	0,82–0,65	0,64–0,31	0,30–0,06	<0,05

Växtplankton

Enligt Vattendirektivet ska artsammansättning och förekomst, biomassa, planktonblomningar samt klorofyllhalt bedömas för växtplankton (Vattendirektivet, 2000). Förslag till bedömningsgrunder för växtplankton (Samuelsson et al, opubl., 2004) har endast tagits fram för 9 av de 23 typområdena för samtliga faktorer. För klorofyllhalt har det dock tagits fram för 19 typområden, eftersom dataunderlaget där varit större. För att bestämma referensvärden har historiska data, empiriska modeller och expertbedömning använts. Författarna till förslaget till bedömningsgrunderna anser att de nordligaste delarna av Sveriges kust, Bottniska viken, kan sägas vara relativt opåverkade.

Ökad växtplanktonbiomassa är den första effekten av ökad närsaltstillförsel och leder till att större och längre period av vårblooming. Vissa arter kan också uppvisa en större storlek, och andelen stora arter i planktonsamhället kan öka. Bedömningsgrunderna har tagits fram för sommarperioden, som anses vara den mest stabila perioden. Växtplanktonbiomassan varierar annars stort över året (Samuelsson et al, opubl., 2004). Vissa arter är mer gynnade av närsalter än andra och kommer att öka vid eutrofiering. Dessa arter kan användas som indikatorarter. Studier från tiden innan effektiv utsläppsrening fanns visar på kraftiga blomningar av ett fåtal blågrönalger, främst *Planktothrix agardhii*. Denna art kan därför användas som indikator för otillfredsställande/dålig ekologisk status. Artistor med arter, som bör dominera vid god status, finns framtagna baserade på viss historiska data samt data från stationer i Bottniska viken, egentliga Östersjön och Västerhavet. För lite underlag och kunskap finns för att kunna bestämma några statusklassgränser utifrån detta (Samuelsson et al, opubl., 2004). En ökad frekvens av algbloomingar, både giftiga och inte giftiga är väl dokumenterade världen över. Det finns dock stora svårigheter i att bedöma algbloomingars intensitet, frekvens och tidsmässiga utbredning, eftersom de är starkt påverkade av väder och strömmar och dessutom är mycket ojämnt fördelade i tid och rum (Samuelsson et al, opubl., 2004).



Figur 57. Algblooming i Sannesjön.

Klorofyllhalt har använts som mått på växtplanktonbiomassa i närmare 50 år. Det är en vanlig variabel i kustövervakning, eftersom den är lätt och billig att mäta. Dock är det viktigt att komma ihåg att det endast är ett grovt mått på växtplanktonbiomassa. Exempelvis finns organismer som räknas som växtplankton men saknar klorofyll. Bedömningsgrunderna är baserade på data utifrån den nationella kustövervakningen samt vattenvårdsförbundens regionala program. För Västerhavet finns bedömning för perioden juni till augusti samt våren. Klorofyllhalten bestäms i ytvattnet (0 – 10 m) (Samuelsson et al, opubl., 2004).

Klassgränserna för samtliga faktorer gällande växtplankton, samt arter som bör dominera vid god status, visas i Tabell 15.

Tabell 15. Förslag till bedömningsgrunder för växtplankton (jun–aug) i typområde 2, Väst kustens fjordar (Samuelsson et al., opubl., 2004).

STATUS	Hög (referens)	God	Måttlig	Otillfredsställande	Dålig
Biovolym (mm ³ /l)	<1,00	1,01–2,00	2,01–4,00	4,01–8,00	>8,00
Dominerande arter vid god status		Cerataulina pelagica Ceratium longipes Ceratium tripos Dactyliosolen fragilissimus Dinophysis norvegica Ebria tripartita Guinardia flaccida Proboscia alata Prorocentrum micans Skeletonema costatum			
Klorofyll (µg/l)	<1,5	1,6–3,0	3,1–6,0	6,1–12	>12,0
Klorofyll EQR	1	0,94–0,50	0,48–0,25	0,25–0,13	<0,13

4.3.2.2.2 Bedömningsgrunder fysikalisk-kemiska faktorer

Inga färdiga bedömningsgrunder för fysikalisk-kemiska faktorer finns ännu, men på uppdrag av Naturvårdsverket har SMHI gjort ett förslag som delvis kommer att omarbetas. Referensvärdena som ingår i förslaget är färdiga, men gränserna mellan klasserna för bedömningen av ekologisk status är inte definitiva (Hansson, pers. komm., 2004). Här används dock ändå gränserna för statusklassningen. De faktorer som valts ut för bedömningen av Sveriges kustvatten är närsalter och totalmängder av kväve och fosfor, siktdjup samt syre i bottenvatten. Då stora säsongsvariationer förekommer för alla faktorer har man definierat från vilken tid på året mätningarna skall väljas för bedömningen, och referensvärdena är satta därefter (Sahlsten och Hansson, opubl., 2004).

SMHI har valt att inte använda temperatur, salthalt och silikathalt för bedömning av status i kust och hav. Temperaturen varierar naturligt med väder och årstid. Påverkan i form av varmvattenutsläpp sker vid få platser och berör endast mindre områden. Salthalt har använts i typologin för att identifiera och definiera vattenmassor samt för att beräkna blandning. Men eftersom människan inte kan påverka salthalten annat än i mycket begränsade områden, och då ofta på grund av vattenreglering, så anses den mänskliga påverkan på salthalten vara försumbar i bedömningen av status. Silikathalten har mycket liten mänsklig påverkan och styrs till stor del av avrinningen från land. Koncentrationen har inte visats påverka eutrofieringen i kustvattnen.

Några EQR-värden har inte tagits fram för faktorerna, eftersom klassindelning skett med befintligt datamaterial och jämförelse kan ske ändå. I Skagerrak och Kattegat har jämförelser gjorts av referensvärdena mot bakgrundsvärden för oorganiskt kväve och fosfat, framtagna av OSPAR ASSESSMENT 2002 (SMHI, 2002). Mer validering krävs dock (Sahlsten och Hansson, opubl., 2004).

Syre i bottenvatten

Syrehalten i bottenvattnet är ett bra mått på eutrofiering, eftersom den direkt påverkar biota i bottenvatten och sediment och dessutom beror av den biologiska aktiviteten. Sy-

rebrist uppkommer oftast i områden med starka halokliner och dåligt utbyte av vatten, vilket är fallet i Gullmarn. För att täcka in syresvängningarna är det nödvändigt med täta mätningar, oftare än månadsvis, särskilt under kritiska perioder som sensommar och höst. För syre i bottenvatten har ingen klassindelning för varje områdestyp gjorts eftersom gränserna för vad bottenfaunan klarar är i stort sett typoberoende. Syrebristens varaktighet är viktig för påverkan på bottenfaunan men har inte tagits med i bedömningsgrunderna hittills. Önskemål finns om att ta med tidsperspektivet i bedömningen.

Rutger Rosenberg och Hans Nilsson, bottenfaunaexperter vid Kristinebergs Marina Forskningsstation, har ingått i arbetsgruppen för att ta fram bedömningsgrunderna för syre i bottenvatten (se Tabell 16) (Sahlsten och Hansson, opubl., 2004).

Tabell 16. Syre. Klassindelning och referensvärden för syre i bottenvatten gällande typområde 2. Multiplikation med 1,429 ger syrekonzentrationen i mg/l. Koncentrationerna motsvarar ovan givna värden i syremättnad och gäller vid 10°C samt vid en salthalt av 30 PSU (Sahlsten och Hansson, opubl., 2004).

STATUS	Hög (referens)	God	Måttlig	Otillfredsställande	Dålig
O ₂ -mättnad (%)	>50	31-50	16-30	5-15	<5
O ₂ -konc. (ml/l)	>3,3	>2-3,3	>1-2	>0,5-1	0,5
Mortalitet	Nej	Nej	Känsliga arter	Hög	Hög
Beteende-förändring	Nej	Vissa arter	Ja	Ja	-
Livscykel-effekt	Nej	Vissa arter	Ja	Ja	-

Närsalter samt Tot-N och Tot-P

Vintervärden för ytvatten (0–10 m) har använts vid framtagningen av referensvärden och klassningen av närsalter samt totalmängder av kväve och fosfor. Detta för att under sommaren är den mesta näringen bunden i primärproduktion och finns inte löst i vattnet. Hänsyn har också tagits till eventuella vinterblomningar av fytoplankton. Närsaltsdata där syremättnaden var mer än 100 procent har tagits bort samt 90 procent av de lägsta fosfatvärdena, eftersom dessa kan bero på felaktig analysmetodik. Gränsen för hög status (referensvärdet) inkluderar 10 procent av de lägsta värdena, och gränsen för dålig status är satt vid 2,5 procent av de högsta värdena. Övriga data är jämnt fördelade över god, måttlig och otillfredsställande status. I Tabell 17 finns klassindelningen från förslaget till bedömningsgrunder.

Totalmängder av kväve och fosfor varierar inte i lika hög grad som närsalterna, men en minskning kan oftast ses under sommarhalvåret. Detta beror i allmänhet på att döda plankton och annat partikulärt material sedimenterar och försvinner ur ytvattnet. Vintervärden är därför lämpligast att använda som referensvärden. Sommarmätvärden kan också vara aktuellt, men då är det viktigt att undvika blomningsperioder. Värden från juni till augusti har använts för framtagningen av sommarreferensvärden. Eftersom det i data-materialet för Gullmarn finns vintervärden har ingen bedömning av sommardata gjorts.

Västkustens inre kustvatten har ett kraftigt sötvattentillflöde som för med sig stora mängder kväve och detta skapar en näringsgradient som följer saltgradienten. Därför måste salthalten beaktas när bedömningsgrunder för närsalter tas fram (Sahlsten och Hansson, opubl., 2004).

Tabell 17. Närsalter. Klassning och referensvärden för närsalter och totalmängder av kväve (N) och fosfor (P) gällande typområde 2.Vinter (jan–feb) (Sahlsten och Hansson, opubl., 2004).

STATUS	Hög (referens)	God	Måttlig	Otillfredsställande	Dålig
Fosfat ($\mu\text{mol/l}$)	0,53	>0,53–0,66	>0,66–0,77	>0,77–1,3	>1,3
Ammonium ($\mu\text{mol/l}$)	51	>0,51–1,4	>1,4–2,1	>2,1–4,6	>4,6
Nitrit+nitrat ($\mu\text{mol/l}$)	6,8	>6,8–11	>11–13	>13–19	>19
Tot-P ($\mu\text{mol/l}$)	0,75	>0,75–0,89	>0,89–1,0	>1,0–1,6	>1,6
Tot-N ($\mu\text{mol/l}$)	20	>20–26	>26–30	>30–38	>38

Siktdjup

Siktdjupet som mått på ljustillgången för primärproduktionen är lätt att relatera till ekologisk status. Ljuset styr den vertikala utbredningen av makrovegetation i och med fotosyntesen. I många områden kan siktdjupet uppskatta växtplanktonbiomassan, det bör dock tolkas med försiktighet i flodmynningar eller vid kraftig landavrinning, där grumligheten beror på suspenderat slam.

Referensvärdet, som representerar hög status, är bestämt att baseras på alla mätdata från augusti och september för typen. Klassindelningen är gjord så att 5 procent av de högsta värdena representerar god status och 5 procent av de lägsta representerar dålig status. Resten är jämnt fördelat på de övriga klasserna, (Tabell 18) (Sahlsten och Hansson, opubl., 2004).

Tabell 18. Siktdjup. Klassning och referensvärden för siktdjup (aug. och sept.) gällande typområde 2. Avrundat till en halv meters noggrannhet (Sahlsten och Hansson, opubl., 2004).

STATUS	Hög (referens)	God	Måttlig	Otillfredsställande	Dålig
Siktdjup (m)	>9	>5,5–9	>4–5,5	>2,5–4	2,5

4.3.3 Klassning av biologiska kvalitetsfaktorer

För makrovegetation och bentiska evertebrater finns visst historiskt material som har jämförts med nutida undersökningar. Gällande växtplankton har mätningar av primärproduktion och klorofyll a gjorts i Gullmarn sedan mitten av 1980-talet. Biologiska faktorer undersöks inte med samma regelbundenhet som de fysikalisk-kemiska faktorerna, vilket gör att ”nutid” representeras av data från 1995 och framåt. I vissa fall görs jämförelser med data från tidigt 1980-tal för att se eventuella trender de senaste 20 åren.

4.3.3.1 Makrovegetation

Makroalger

En inventering gjordes 1998 vid Stora Bornö som en uppföljning av en undersökning av Wærn 1941 (Eriksson et al., 2002). Denna visade att algmattorna var glesare 1998, utom vid ytan, och att andelen fintrådiga alger hade ökat. Även arter som har positiv korrelation till ökad sedimentation hade ökat.

Två djupprofiler undersöktes 1998, en brant klippvägg på västra sidan av Stora Bornö med ett djup på 12 m och en sakta sluttande bergprofil med ett djup på 30 m vid sydspetsen av ön. En tydlig minskning av djuputbredning sedan 1941 visades. 1941 hittades 18 arter djupare än 16 m, 1998 endast 5 arter. Tre arter återfanns inte alls, medan övriga fanns på mindre djup. Förändringar i maximalt funnet djup, för de i bedömningsgrunderna utvalda arterna, visas i Tabell 19. Röd- och brunalger hade minskat medan grönalger förekom sparsamt vid båda undersökningarna. Sammansättningen av grupperna hade inte ändrats (Eriksson et al., 2002).

I förslaget till bedömningsgrunder för makrovegetation har ovan nämnda inventering använts som exempel för beräkning av EQR. Medelvärde för de två djupprofilernas EQR är 0,62, vilket ger området kring Stora Bornö bedömningen god status, dock nära gränsen till måttlig.

Tabell 19. Förändring i djuputbredning av makroalger vid Stora Bornö 1941 – 1998 (Kautsky et al., opubl., 2004). Färgförklaring se Figur 56.

ART	MAX DJUP 1941 (m)	MAX DJUP 1998 (m) <i>Djupprofil 1, 30 m</i>	MAX DJUP 1998 (m) <i>Djupprofil 2, 12 m</i>
<i>Chondrus crispus</i>	12,5	15	4,5
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	15	6,9	4,5
<i>Halidrys siliquosa</i>	12,5	5,4	saknas
<i>Laminaria saccharina</i>	10	5,2	saknas
<i>Phyllophora pseudoceranoides</i>	11	6,7	8
<i>Rhodomela confervoides</i>	15	15	1,5
EQR	1,0 (referensvärde)	0,77	0,47

Gislén beskrev florans och faunan på hårdbottnar i Gullmarn 1926–1929 (Kristinebergs Zoologiska Station, 1930). En uppföljning till denna undersökning gjordes 1986–1987 (Svane & Gröndahl, 1988). Gislén gjorde dyk vid 43 stationer i fjorden och skrapade av påväxten på botten på en viss yta som sedan togs upp till ytan och artbestämdes, medan Svane och Gröndahl använde en undervattenskamera och fotograferade botten på varannan meter från 30 m djup och upp till ytan. Att metoden var en annan och att inga exakta positioner finns på Gisléns stationer medför en viss osäkerhet i jämförelsen. Resultaten visade dock att inga större strukturella förändringar hade skett i de olika flora- och faunasamhällena som hade beskrivits på 1920-talet. Dock hade en minskning i djuputbredning av makroalger skett, framför allt i de inre delarna av fjorden där makroalger växte ner till 6 m på 1920-talet och nu inte påträffades ens ner till 4 m djup. I de exponerade yttre delarna av fjorden hade den vertikala utbredningen minskat från ca 15 m till ca 12 m djup, och i de centrala delarna från ca 8 m till 5 m djup. De dominerande makroalger som beskrevs av Gislén återfanns vid alla stationer utom i de inre delarna där flera arter saknades (Svane & Gröndahl, 1988).

Zostera marina

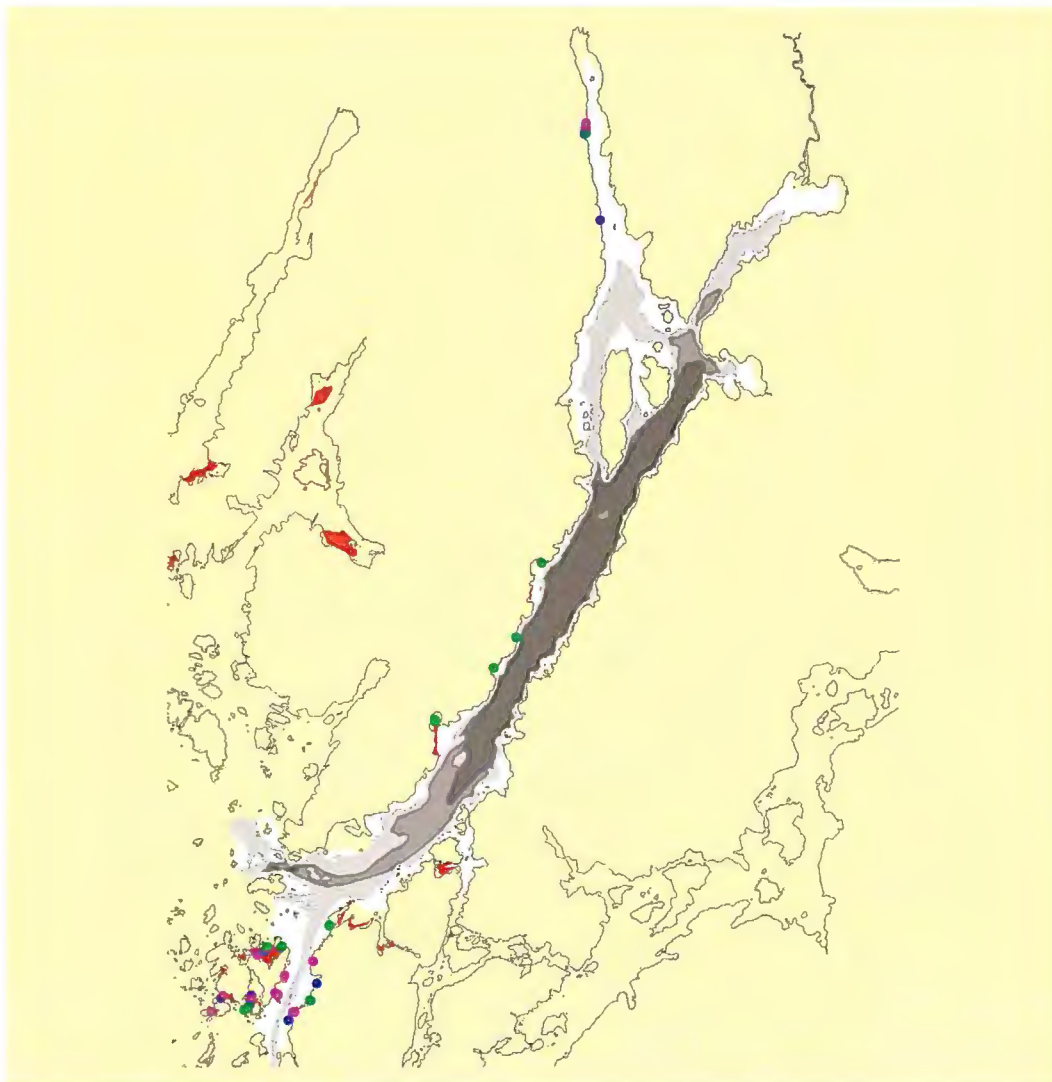
Ålgräs, *Zostera marina*, växer på sandiga till leriga bottnar i lågt till måttligt exponerade kustområden och bildar "ängar" som är viktiga reproduktionsområden för fisk och kräftdjur (Bekkby & Rosenberg, 2004). Dess stora salinitetstolerans (5 – 35 PSU) gör att det är det mest spridda sjögräset längs Västkusten och en lämplig faktor att använda för bedömning av makrovegetation enligt Vattendirektivet. Ålgräs kan växa från 0,5 till 1 m djup ner till ett djup ofta motsvarande siktdjupet (Boström et al., 2003). I inre delar av estuarier är

djuputbredningen normalt ca 3 m, i yttre estuarieområden ca 4 m och längs öppna kuster ca 5 m (Boström et al., 2003). Utbredningsmönstret är klockformat i djupled med den maximala förekomsten i mitten av djuputbredningen.

I Gisléns beskrivning av Gullmarn 1927 sägs att *ålgräs finns överallt på ett lämpligt djup och på leriga bottenar där lokalen är medelmåttigt till väl skyddad* (Kristinebergs Zoologiska Station, 1930, del IV, s.146, författarens översättning). Vidare beskrivs att ålgräs vanligtvis är mindre i storlek nedanför 5 – 6 m djup, men fortsätter att täcka botten ner till 8 m djup eller mer, framförallt i de yttre delarna av fjorden. Ålgräs finns beskrivet vid 8 av Gisléns stationer med djup på 0,9 – 8,4 m. Medeldjupet av dessa stationer var 4,3 m. Fyra stationer låg på 5 m eller djupare (Kristinebergs Zoologiska Station, 1930).

Inventeringar av ålgräs i delar av Gullmarn gjordes år 2000 samt 2003. I den senare undersökningen besöktes 78 stationer, dock ingick även stationer utanför tröskeln. Man fann då ålgräs främst i den yttre delen av fjorden, på sandbottenar i skyddade områden med ingen eller liten lutning. Djuputbredningen var 0,5 – 8,5 m, med ett genomsnittligt djup på 2,5 m (standardavvikelse på 1,6 m). En station var på 8,5 m djup, två på 7 m och ytterligare tre mellan 5 och 6 m (Bekkby, pers. komm., 2004). Ingen statusklassning enligt bedömningsgrunderna görs av detta material, eftersom data från respektive station inte varit tillgänglig, och det därmed inte har varit möjligt att utläsa maximal djuputbredning på de stationer som befinner sig innanför tröskeln. I Figur 58 visas de områden där ålgräs observerades vid de båda inventeringarna.

Undersökningen år 2000 var en uppföljning till en inventering i utvalda delar längs västkusten 1980 (Gullström & Baden, opubl., 2000). Denna visade att täckningsgraden längs hela kusten hade minskat med 58 % (med regionala variationer), då de 20 km² som var täckta med ålgräs 1980 av den 200 km undersökta kuststräckan hade minskat till 8,4 km² år 2000. I Lysekils kommun hade vissa områden minskat medan andra hade ökat i utbredning. Totalt sett var utbredningsarealen oförändrad (Gullström & Baden, opubl., 2000). Figur 59 visar ålgräsängar 1980 respektive 2000 i Gullmarn. Vid denna inventering undersöktes utvalda områden. En mer heltäckande inventering har gjorts i Gullmarn men data från denna har inte varit tillgänglig till denna karakterisering (Gullström, pers. komm., 2004).



Figur 58. Ålgräs vid inventeringar i utvalda delar av Gullmarsfjärden. Röda områden från inventering år 2000, övriga från 2003. Gröna punkter motsvarar gles täckningsgrad, blå punkter visar på måttlig täckningsgrad och rosa punkter på heltäckande växtlighet (Bekkby & Gullström, pers. komm., 2004).



Figur 59. Utbredning av Ålgräs i Gullmarsfjärden 1980 och 2000 (Gullström & Baden, opubl., 2000). (Modifierad bild från OGIS/Lst O, bakgrundsbild från Lantmäteriverket).

4.3.3.2 Samlad bedömning av vattenväxter

De historiska data som finns gällande makrovegetation bygger på enstaka undersökningar. Makrovegetation växer ofta fläckvis och hur urvalet av provtagningsrutor har skett i de äldre undersökningarna är oklart. En viss subjektivitet i valet av provtytor kan dock förväntas, vilket ökar osäkerheten i jämförande undersökningar.

Det är tydligt att djuputbredningen av makrovegetation har minskat i Gullmarn under senare delen av 1900-talet. Detta är en generell trend hos alla arter, och man kan därför anta att orsaken är något som påverkar alla arter likvärdigt. Växters utbredning i djupled begränsas av ljustillförseln. Minskad ljustillförsel sker då fler partiklar finns i vattenmassan, vilket är en effekt av eutrofiering.

En ökning av små, fintrådiga alger sågs vid Stora Bornö mellan perioderna 1941–1943 och 1982–1994 (Eriksson et al., 2002). Små, fintrådiga alger tillgodogör sig näring mer effektivt än större, ofta perenna, arter. Detta gör att dessa arter ofta ökar vid en större näringstillförsel. Ökad näring ger ökad produktion och därmed ökad sedimentation. Att arter som har positiv korrelation till ökad sedimentation också hade ökat förstärker ytterligare att ökad näringstillförsel skulle vara orsaken till förändringar hos makrovegetation i Gullmarn.

Undersökningen 1941 sammanföll med en blomning av *Ectocarpus* spp.. Blomningar av denna art är vanliga vid korta perioder av högre näringshalt, och det kan vara intressant att understryka att detta fenomen uppträdde redan i början av 1940-talet. Man vet dock inte om detta var ett ovanligt fenomen vid den tiden eller något om frekvensen av sådana blomningar.

Det är svårt att utifrån de uppgifter som finns om ålgräs göra några direkta jämförelser med historiska data. Man kan dock ana att ålgräsängar var mycket utbredda under 1920-talet, även på bottenar med mer än fem meters djup (Kristinebergs Zoologiska Station, 1930). Numera verkar detta vara mer ovanligt och den genomsnittliga djuputbredningen är på drygt 2,5 m (Bekkby, pers. komm., 2004).

I förslaget till nya bedömningsgrunder ges området kring Stora Bornö ett EQR-värde på 0,62 vilket indikerar god status på gränsen till måttlig. Skillnaden är relativt stor mellan de två olika djupprofilerna, där den djupare (30 m) får ett högt EQR-värde, medan den grundare profilen får ett värde nära gränsen till otillfredsställande status. Inga beräknade EQR-värden för de övriga undersökningar som gjorts i Gullmarn finns. Utifrån de förändringar som setts från dess referensförhållanden, i både artsammansättning och djuputbredning, kan det tyckas märkligt att klassificera makrovegetationen till god status. Enligt Vattendirektivets definition på god respektive måttlig status för makrovegetation, blir dock bedömningen god status mest passande, eftersom de flesta arter som förknippas med opåverkade förhållanden finns närvarande, och att vissa tecken på störning är tillåtna inom klassen. Förändringarna är dock så pass tydliga att klassningen får sägas ligga nära gränsen till måttlig status.

4.3.3.3 Bentiska evertetrater

Benthic Quality Index

Rosenberg med flera har beräknat BQI för ett stort antal stationer i Gullmarn baserat på data dels från 1977 och framåt, men även på Molanders data från 1920-talet (Rosenberg, pers. komm., 2004). Antalet prov, samt tidsperioder då provtagningar skett, skiljer sig stort mellan olika stationer. Andra provtagningsmetoder och ökad taxonomisk kunskap

gör det också svårt att jämföra data från 1920-talet med senare mätningar eftersom det är troligt att fler, framför allt små, arter kan identifieras i dag. BQI har räknats om till EQR enligt förslag till nya bedömningsgrunder (se Avsnitt 3.3.1.2).

För perioden 1923–1926 finns endast ett beräknat BQI-värde per station, medan det under perioden 1981–1983 togs fem replikat vid varje provtillfälle och därmed fem beräknade BQI-värden per provtillfälle. För perioden 1996–2002 finns fyra beräknade BQI-värden per provtillfälle. Värdena är till största del beräknade för maj varje år, med något enstaka värde för slutet av april eller början av juni.

BQI från 1920-talet ligger inom det intervall där beräkningarna av BQI för 1996–2002 ligger (se Tabell 20). Medelvärden av de senaste årens mätningar är högre än det värde som finns från 1920-talet (se Tabell 21). EQR har beräknats utifrån medelvärdena i Tabell 21 och det ser då ut som att EQR har ökat sedan 1920-talet, se Tabell 22. Det är dock återigen viktigt att påpeka att värdet för 1923–1926 är baserat på endast en beräkning av BQI, vilket ger stor osäkerhet.

Klassificeras medelvärden av BQI för perioden 1996–2002 enligt förslaget till nya bedömningsgrunder uppvisar stationen mellan Lilla Bornö och Gullmarsvik god status i dag, övriga stationer har måttlig status. Stationen Hagar ligger dock precis på gränsen till god status (se Tabell 22). För klassgränser, se Tabell 14, Avsnitt 4.3.2.2.1.

Tabell 20. Jämförelse över BQI-värden i Gullmars 1920-tal, 1980-tal samt de tre senaste utförda mätningarna vid varje station, 1996–2002. Min och maxvärden inom varje tidsperiod. Antalet värden för varje station och tidsperiod inom parentes. (Data från Blomqvist & Rosenberg, pers. komm., 2004).

	STATION	DJUP (m)	1923–1926	1981–1983	1996–2002
Inre Gullmars	Färlevfjord	20 – 25	12,9 (1)		12,4 – 14,5 (12)
	L.Bornö/Gullmarsvik	70	14,7 (1)		13,9 – 17,0 (12)
Mellersta Gullmars	Alsbäck	118	11,8 (1)	8,5 – 14,6 (15)	9,1 – 14,4 (12)
Yttre Gullmars	Hagar	30 – 35	13,1 (1)	13,9 – 16,5 (15)	11,5 – 15,4 (12)

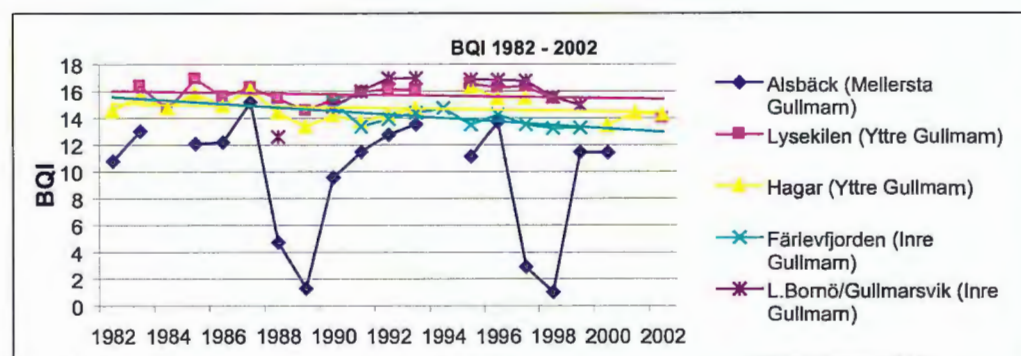
Tabell 21. BQI, medelvärden perioderna 1981–1983 samt 1996–2002, baserat på värden i Tabell 20.

	STATION	DJUP (m)	1923–1926	1981–1983	1996–2002
Inre Gullmars	Färlevfjord	20 – 25	12,9		13,3
	L.Bornö/Gullmarsvik	70	14,7		15,8
Mellersta Gullmars	Alsbäck	118	11,8	11,6	11,7
Yttre Gullmars	Hagar	30 – 35	13,1	15,1	14,0

Tabell 22. EQR-värden för bentiska evertebrater i Gullmarn 1923–1926, 1981–1983 samt 1996–2002, baserat på BQI-värden i Tabell 21. Färgförklaring se Figur 56.

	STATION	DJUP (m)	1923–1926	1981–1983	1996–2002
Inre Gullmarn	Färlevfjord	20 – 25	0,59		0,60
	L.Bornö/Gullmarsvik	70	0,67		0,72
Mellersta Gullmarn	Alsbäck	118	0,54	0,53	0,53
Yttre Gullmarn	Hagar	30 – 35	0,60	0,69	0,64

Trenden de senaste 20 åren visar att BQI varierar kraftigt i djuphålan, Alsbäck, (se Figur 60) mellan god och dålig status. Övriga stationer ligger på gränsen mellan måttlig och god status (god status: BQI >14). Station Lysekilen ligger precis utanför Gullmarns mynning och visar på BQI-värden i klassen god status. Enstaka mätningar på andra stationer i fjorden ger BQI-värden som varierar mellan god och måttlig status.



Figur 60. BQI-värden i Gullmarn 1982–2002 baserat på observationer i maj. Trendlinjer för Lysekilen, Hagar och Färlevfjorden. (Data från Blomqvist & Rosenberg, pers. komm., 2004).

Efter syrebristen 1997 studerades påverkan och återkoloniseringen av bottenfaunan (Rosenberg et al., 2002). Bottenfaunan hade då tydligt minskat vid en syremättnad på <10 % (85–95 m). Vid 118 m djup var de bottenlevande djursamhällena helt borta. Två år efter syrebristen var bottenkvaliteten återställd enligt bestämmningar av Benthic Habitat Quality (BHQ) där bilder av sedimentprofiler analyseras (Rosenberg et al., 2002). Återhämtningen gick fortare på grunda bottnar än på djupa. Tidigare undersökningar har visat på längre återhämtningstider. Till följd av utsläpp från tillverkningen av sulfitmassa vid Munkedals Bruk var bottenfaunan i de inre delarna av fjorden helt utslagen på grund av syrebrist och bildning av svavelväte. Efter att sulfitbruket lades ner 1966 dröjde det fram till 1969 innan botten började återkoloniserars. Efter 5–8 år, beroende av områdets storlek, ansågs bottenfaunan ha återgått till ostörda förhållanden, och liknade då Molanders beskrivning 1928 (Rosenberg et al., 2002).

Biomassa

Förändringar hos bottenfauna kan också göras genom att jämföra nutida och äldre data av bottenfaunans biomassa på en viss yta. Detta kan ge en mer tillförlitlig bild av en eventuell förändring än jämförelse av BQI, vilket påverkas av den taxonomiska utveckling som skett det senaste århundradet och olikheter i sorteringsteknik från undersökningarna på 1920-talet.

Molander gjorde under 1920-talet bestämningar av biomassa på ett stort antal stationer i Gullmarn (Kristinebergs Zoologiska Station, 1930). Den totala vikten av individerna från tre hugg med 0,1 m²- provtagare sammanräknades till ett värde som då beskriver biomassan i gram per 0,3 m². Vid de flesta stationer har provtagning endast skett vid ett tillfälle, under någon av sommarmånaderna. Periodvis, från slutet av 1970-talet fram tills i dag, har vid några stationer inom Gullmarn biomassan bestämts i 0,1 m²-hugg. Sällstorleken på 1 mm är densamma som Molander använde och en jämförelse med data från närliggande stationer borde därför kunna vara möjlig (Agrenius, pers. komm., 2004).

Biomassan har jämförts på två olika sätt, dels vid fem enskilda stationer perioderna 1923–1926, 1981–1983 samt 1995–2002 (de tre senast utförda mätningarna vid varje station) (Tabell 23 – Tabell 25) och dels mellan flera stationer inom Gullmarns inre, mellersta respektive yttre områden i perioderna 1923–1926 och 1995–2002 (Tabell 26 – Tabell 27).

Jämförelserna nedan visar att biomassan hos bottenlevande djur har ökat markant under 1900-talet. Ökningen är minst i djuphålan, Alsbäck, och störst i de inre delarna av Gullmarn. I den första jämförelsen har fem av de stationer där mätningar har skett i nutid jämförts med de mest närliggande av Molanders stationer. I de fall mätningar gjordes i början av 1980-talet visas biomassan även då. Vid mätningarna under 1980-talet togs fem replikat vid varje provtillfälle, från mitten av 1990-talet endast fyra. Ett värde från varje måttillfälle och station i gruppen 1981–1983 har därför slumpats bort för att öka jämförbarheten mellan de två senare grupperna.

Tabell 23. Biomassa hos bottenfauna, min – max för provtagningar i maj under varje tidsperiod. Antal prov inom parentes. Värden från 1920-talet visar sammanräknad vikt från tre replikat vid ett måttillfälle. Observera enheterna. (Data från Blomqvist & Rosenberg, pers. komm., 2004).

STATION	DJUP (m)	1923–1926 (g/0,3 m ²)	1981–1983 (g/0,1 m ²)	1995–2002 (g/0,1 m ²)
Färlevfjord	20 – 25	7,3 – 11,3 (6)		15,7 – 105,6 (12)
Saltkällefjord	45	5,7 (3)	17,2 – 34,8 (12)	13,0 – 39,6 (12)
L.Bornö/Gullmarsvik	70	8,5 (3)		15,9 – 46,8 (12)
Alsbäck	118	6,17 (3)	2,0 – 15,2 (12)	1,0–10,8 (12)
Hagar	30 – 35	13,6 (3)	8,6 – 42,7 (12)	2,0 – 61,5 (12)

Tabell 24. Biomassa hos bottenfauna, medelvärden för observationer i maj under varje tidsperiod. Värden i perioden 1923–1926 endast från ett måttillfälle, undantaget Färlevfjord där ett medelvärde på två mätningar visas. Observera enheterna. *Medelvärde med högsta värdet borträknat (avvikande värde). (Data från Blomqvist & Rosenberg, pers. komm., 2004).

STATION	DJUP (m)	1923–1926 (g/0,3 m ²)	1981–1983 (g/0,1 m ²)	1995–2002 (g/0,1 m ²)
Färlevfjord	20 – 25	9,3		31,9 (25,2*)
Saltkällefjord	45	5,7	23,7	21,5
L.Bornö/Gullmarsvik	70	8,5		26,2
Alsbäck	118	6,2	5,5	5,1
Hagar	30 – 35	13,6	20,7	14,7

Tabell 25. Biomassa hos bottenfauna, (g/0,3 m²). Medelvärden multiplicerat med tre för mätningar 1981–1983 samt för de tre senaste mätningarna (1995–2002) för att möjliggöra jämförelse. *Medelvärde med högsta värdet borträknat (avvikande värde). (Data från Blomqvist & Rosenberg, pers. komm., 2004).

STATION	DJUP (m)	1923–1926	1981–1983	1995–2002
Färlevfjord	20 – 25	9,3		95,7 (75,6*)
Saltkällefjord	45	5,7	71,1	64,5
L.Bornö/Gullmarsvik	70	8,5		78,6
Alsbäck	118	6,2	16,5	15,3
Hagar	30 – 35	13,6	62,1	44,1

En jämförelse av biomassan har också gjorts på flera av Molanders stationer, uppdelade i yttre, mellersta och inre Gullmarn, med de nutida stationer som finns inom samma områden (se Tabell 26–Tabell 27). I den inre delen har en uppdelning av stationer gjorts med avseende på djup. I de övriga delarna ligger de flesta stationer inom samma djupintervall (mindre än 40 m djup i yttre Gullmarn respektive djupare än 70 m i mellersta Gullmarn). Molander tog prover vid många stationer, men i de flesta fall finns endast data från ett mättillfälle per station då 3 replikat togs. I dag görs mätningar vid ett färre antal stationer, men många prov har tagits kontinuerligt under flera år vid varje station. I Tabell 27 har alla mätningar sedan 1995 tagits med. Den nedersta raden i samma tabell visar median av mätningar av biomassa multiplicerat med tre för att en jämförelse ska kunna göras med Molanders data, där biomassan visas i gram per 0,3 m².

Tabell 26. Biomassa hos bottenfauna i olika områden av Gullmarn (g/0,3 m²) perioden 1923–1926. Antal stationer respektive antal prover inom parentes (Data från Molander, Kristinebergs Zoologiska Station, 1930).

	Yttre Gullmarn	Mellersta Gullmarn	Inre Gullmarn	
Djup	<40m	>70m	<40m	>40m
Min–max	12,1–39 (6/21)	2,5–31,9 (9/36)	4,4–25,3 (12/54)	4,9–10,2 (5/15)
Median	27,7	9,2	10	7,3

Tabell 27. Biomassa hos bottenfauna i olika delar av Gullmarn (g/0,1 m²) perioden 1995–2002. Antal stationer samt antal prover inom parentes (Data från Blomqvist & Rosenberg, pers. komm., 2004).

	Yttre Gullmarn	Mellersta Gullmarn	Inre Gullmarn	
Djup	<40m	>70m	<40m	>40m
Min–max	2,0–61,5 (1, 24)	0,2–51,8 (4, 89)	16,3–126,8 (1, 19)	1,2–57,0 (2, 40)
Median	13,4	3,4	26,8	19
Median×3	40,2	10,2	80,4	57

Josefson (1981) jämförde bottenfaunan vid Hälleback, Stora Bornö och Alsbäck perioden 1977–1980 med Molanders data 1923–1926. En ökning av både antal individer/m² och biomassa noterades. Josefson såg också en förändring i strukturen av bottenfauna-samhället med en ökning av depositionsätare och släktet *Thyasira* samt en minskning av djupgrävande arter.

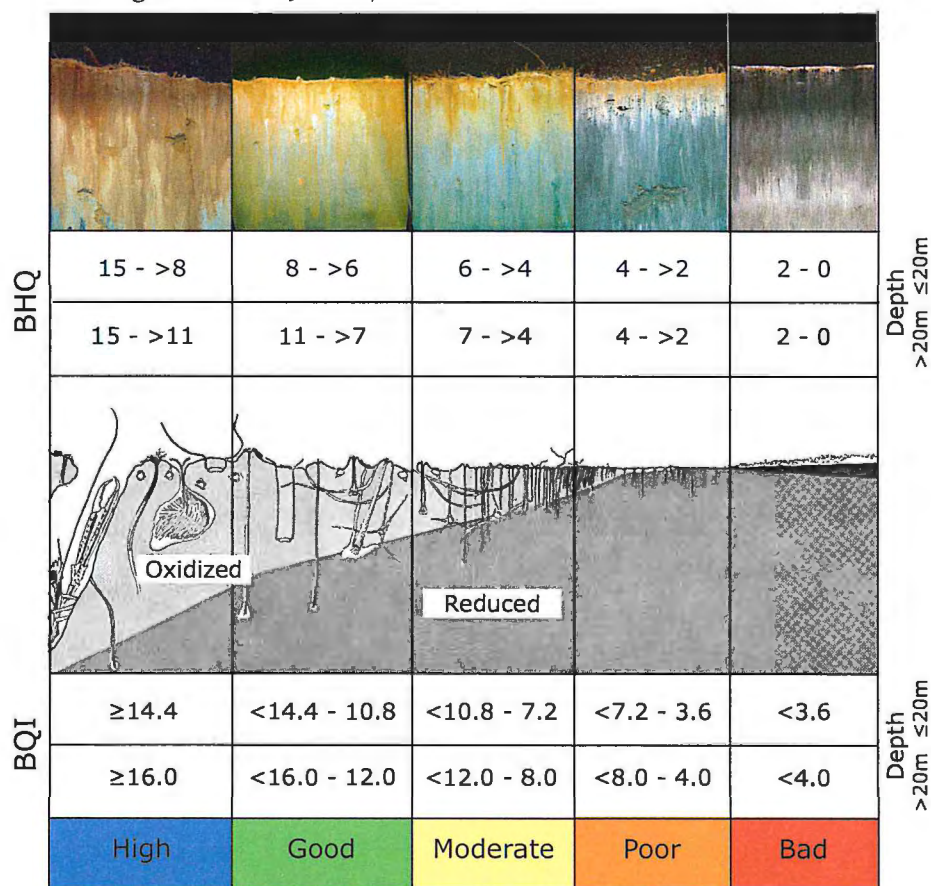
Sediment Profile Images

Analyser av bottenmiljön i Gullmarn har även undersökts genom fotografering med en så kallad sedimentprofilkamera (SPI) (Rosenberg & Nilsson, 2005). Kameran tränger ner i sedimentet och tar en bild som visar på aktiviteten av bottenfauna, genom djurgångar, rörstrukturer och födofickor. Även redox-förhållanden (syresättningen) analyseras digitalt. Tekniken har använts för miljöanalys i USA i 20 år, bland annat av det amerikanska Naturvårdsverket (EPA), och rekommenderas av Naturvårdsverket för bedömning av bottenkvalitet.

Den stora fördelen med SPI är att många bilder kan tas över ett stort område och att den digitala analysen är snabb och säker. Detta gör att man har en möjlighet att få information om eventuella förändringar över större områden än enbart vid en provstation. Analysen sker dessutom *in situ* och är inte destruktiv.

Genom att värdera olika strukturer på sedimentytan (till exempel typ av borstmaskrör och förekomst av fekalier), under sedimentytan (till exempel antal djurgångar och djup hos födofickor) samt djupet för färgövergång mellan oxiderat brunt sediment till reducerat svart sediment kan ett miljökvalitetsindex, BHQ (Benthic Habitat Quality) beräknas. Indexet varierar mellan 0 – 15, där värden över 11 visar på hög miljökvalitet. Genom analys med SPI får man ingen värdering av biodiversiteten, det är därför rekommenderat med en kompletterande analys av bottenfauna på utvalda stationer. Undersökningar har dock visat en stark korrelation mellan SPI och analys av bottenfauna. Exempel på SPI-bilder med klassgränser för BHQ och motsvarande klassgränser för BQI visas i Figur 61.

Analys med SPI har gjorts i Gullmarn under 2004, med resultatet hög status vid hälften av stationerna och god status vid resterande. Trålningspår syns på några av bilderna (Rosenberg & Nilsson, 2005).



Figur 61. Sediment Profile Images högst upp. Brun färg motsvarar oxiderade förhållanden och svart reducerade (förstärkta färger). BHQ-index och motsvarande BQI-index för djup över respektive under 20 m (Rosenberg & Nilsson, 2005).

4.3.3.4 Samlad bedömning av bentiska evertebrater

Enligt förslaget till nya bedömningsgrunder för bentiska evertebrater ska dessa bedömas genom beräkning av BQI, vilket kan sägas ge ett mått på artdiversitet-samt andelen känsliga arter på en provyta. Trots att BQI beräknat på gamla data inte anses tillförlitligt har ändå en jämförelse gjorts eftersom BQI-beräkningar finns för på enstaka provtagningar under 1920-talet. BQI från 1920-talet ligger inom det intervall som ses vid provtagningar 1996–2002, vilket skulle kunna tolkas som att ingen egentlig avvikelse från referenstillståndet (1920-tal) har skett. Detta är dock inte särskilt troligt med tanke på Josefsons iakttagelse av förändringar i strukturen av bottenfaunasamhället (se vidare diskussion längre fram). Bedömning av statusen för bottenfauna i Gullmarn genom beräkning av BQI bör endast göras utifrån värdena för perioden 1996–2002.

Undantaget djuphålan vid Alsbäck kan man se att värdena ligger högre på stationer med större djup. Stationen mellan Lilla Bornö och Gullmarsvik visar på BQI-värden som ligger tämligen stabilt i klassen god status. Denna station ligger på 70 m djup, vilket innebär att den i princip aldrig drabbas av den akuta syrebrist som förekommer djupare i fjorden. Temperatur och salthalt är också mer stabila än i ytligare delar. På så sätt skulle bottenfaunan kunna vara mer skyddad för miljövariationer, och artdiversiteten kan vara större och fler känsliga arter kan finnas i samhället. I djuphålan, Alsbäck, varierar BQI inom ett relativt stort intervall under de senaste 20 åren. Detta är troligen korrelerat med syrehalten i bottenvattnet. Bottenfaunan är starkt beroende av syretillförseln, och år med dåligt utbyte ser ut att påverka bottenfaunan negativt även påföljande år. I Figur 60 framgår att år 1998 visar på ett mycket lågt BQI, efter att utbyte av bottenvattnet saknades 1997. Det finns mätningar som visar på tillfällen med mycket låga syrehalter även kring början av 1900-talet, och det är svårt att säga om tillfälligt utarmad bottenfauna i djuphålan är en avvikelse från det naturliga tillståndet. Den ökade frekvensen av syrebrist i Alsbäck borde dock ge allt sämre förhållanden för bottenfaunan.

Förändringar i biomassa hos bottenfauna beror troligen på ökad näringshalt. Det finns en möjlighet att fler små arter räknas in i provet i dag. Detta borde dock inte påverka jämförelsen så mycket, eftersom de större arterna som påverkar vikten av provet mest borde ha funnits med även i Molanders prov. En ökad andel stora, tunga, arter skulle också kunna vara en orsak till ökad total biomassa på en viss yta. Inga närmare studier av detta har gjorts. Tyngre individer av exempelvis sjöborrarna *Brissopsis lyrifera* och *Echinocardium cordatum* finns dock närvarande i Molanders material från 1920-talet. Ingen uppgift har funnits om att en förändring skulle ha skett hos bottenfauna med avseende på storlek. Ökningen av biomassa är minst hos bottenfaunan i Alsbäck. I de grundare delarna av fjorden är inte bottenfaunan utsatt för stress i form av syrebrist i lika stor utsträckning som i de djupaste delarna vilket skulle kunna göra att faunan där har större möjlighet att växa till.

Biomassan på en viss yta säger ingenting om artdiversiteten i området. Det är troligt att arter som gynnas av högre näringshalter har ökat i de grundare delarna, vilket de lägre BQI-värdena i dessa områden skulle kunna tyda på. Dessa opportunistiska arter tar hand om näringen mer effektivt och har oftast kortare generationstider, vilket ger fler individer. Detta skulle på så sätt kunna påverka biomassan. Man har dock sett att artdiversiteten ökar till en viss grad med ökad näringshalt, troligen på grund av att det finns tillräckligt med näring för att fler arter ska kunna etablera sig och att konkurrensen då minskar (Rosenberg, pers. komm., 2005). Vid en viss grad av näringsökning borde dock näringsgynnade arter ta över och därmed minska artdiversiteten.

Den förändring som Josefson (1981) såg i strukturen av bottenfaunasamhället skulle visa på en ökad sedimentation under 1900-talet, vilket medfört ett lösare bottensediment med en ökad näringshalt. Tecken på detta var bland annat en ökning av depositionsätare och släktet *Thyasira* som vanligen finns i miljöer med riklig tillgång på organiskt material. Även andra arter som reagerar positivt på eutrofiering hade ökat. En minskning sågs av djupgrävande arter, vilka är karakteristiska för fastare sediment. Josefson visar också på andra tecken på vad han menar är tidiga eutrofieringseffekter till följd av ökad tillförsel organiskt material till fjorden alternativt kvardröjande effekter av utsläpp från Munkedals Bruk.

Ingen ökning av biomassan kan ses från tidigt 1980-tal till perioden 1996–2002, vilket skulle kunna vara ett tecken på att ökningen av biomassa hos bottenfauna har avstannat.

Det finns inga bedömningsgrunder för biomassa hos bottenfauna. En tydlig avvikelse från 1920-talet visas, med ökad biomassa på alla undersökta stationer. Utifrån detta bedöms den ekologiska statusen som måttlig i denna karakterisering. Ökningen har varit störst i de inre och grundare delarna av fjorden.

Analys av bottensediment med SPI visar på hög till god status i Gullmarn. Denna analys teknik har visats ha god korrelation med analyser av bottenfauna, vilket skulle tyda på en god status hos bottenfauna i Gullmarn.

Bedömningen av status ska egentligen göras utifrån avvikelse från referenstillstånd, vilket då skulle kunna ge bedömningen måttlig status av bottenfauna på grund av den tydliga avvikelserna vad gäller biomassa sedan tidigt 1900-tal. Flera undersökningar, utan jämförelser med äldre data, visar dock på god status hos bottenfauna. Det är inte helt självklart hur bedömningen då ska göras. Vi har valt att gå på jämförelsen med de historiska data som finns för biomassan.

4.3.3.5 Växtplankton

För växtplankton redovisas resultat från bedömning av klorofyll, biovolym, dominerande arter samt primärproduktion.

Klorofyll *a*

Resultat från analys av klorofyllnätningar i ytvatten 0–10 meter i juni till augusti 2001–2003 redovisas som EQR-värden i Tabell 28.

Tabell 28. Statusklassning enligt bedömningsgrunderna gällande klorofyll för stationerna Björkholmen och Släggö. Medelvärden för klorofyllhalten i ytvatten 0–10 m jun–aug är redovisade, liksom ett medelvärde för en treårsperiod (2001–2003). Färgmarkeringen visar statusen.

KLOROFYLL EQR-värden				
STATION	2001	2002	2003	Medel 2001–2003
Björkholmen	0,53	0,32	0,29	0,35
Släggö	0,50	0,50	0,76	0,57

HÖG	GOD	MÅTTLIG	OTILLFREDSSTÄLLANDE	DÅLIG
-----	-----	---------	---------------------	-------

Jämförelser över tiden kan endast göras från 1990-talet, eftersom inga tidigare mätningar gjorts. Dessa resultat presenteras i Tabell 29 för Björkholmen och Tabell 30 för Släggö. Maxhalterna visar på en kraftig försämring, men även medel- och medianvärden visar på en högre klorofyllhalt.

Tabell 29. Jämförelse av klorofyllhalt 1990–2003 (jun–aug) vid Björkholmen.

KLOROFYLL (µg/l)			
Björkholmen	1990–1994	1995–1999	2000–2003
Medel	2,21	4,12	4,63
Median	1,60	3,55	3,55
Max	8,80	18,00	30,20

Tabell 30. Jämförelse av klorofyllhalt 1990–2003 (jun–aug) vid Släggö.

KLOROFYLL (µg/l)				
Släggö	1986–1989	1990–1994	1995–1996	2000–2003
Medel	2,21	1,70	2,31	3,05
Median	1,88	1,30	2,40	2,50
Max	5,89	6,40	5,00	13,60

Biovolym

Tabell 31 visar biovolym växtplankton vid Släggö 2000 till 2003. Det redovisade värdet är framtaget av SMHI (Skjevik, pers. komm., 2004). Medelvärdet ger en god status, precis på gränsen till måttlig.

Tabell 31. Biovolym för Släggö (jun–aug) 2000–2003 (Skjevik, pers. komm., 2004). Färgförklaring se Fig 56.

BIOVOLYM (mm ³ /l)	
Släggö	2000–2003
Medel	1,97

Dominerande arter

Inom Bohuskustens vattenvårdsförbund tas planktonprover vid ett antal stationer under sommarperioden. Dessa data kan hittas i rapporter på vattenvårdsförbundets hemsida, www.bvvf.com. I Gullmarsn har prover tagits vid Kristinebergs Marina Forskningsstation april–juni 2003 (totalt 9 tillfällen) samt några provtagningar i april och maj 2004 (totalt 4 tillfällen). Av de arter som bör dominera vid god status (se Tabell 15), förekommer de flesta vid undersökningarna i maj och juni. Flera av arterna beskrivs som vanliga, dock ingen som dominerande. De arter som oftast beskrivs som vanliga är *Dactyliosolen fragilissimus*, *Guinardia flaccida* och *Proboscia alata*. Arter som endast förekommer vid ett fåtal provtagningar är *Ebria tripartita* och *Prorocentrum micans*.

Blomningar av vissa planktonarter kan ge upphov till bildning av olika giftiga ämnen hos blåmussla. Dessa ger inte några effekter hos musslorna men kan vara skadliga för människor som äter musslorna. Arter som kan orsaka detta är bland annat *Dinophysis* spp., *Alexandrium* spp. samt släktet *Pseudo-nitzschia*. Provtagningar vid Släggö i Gullmarsn mynning 1986–2002 visar regelbunden förekomst av dessa arter. *Dinophysis* spp. kan förekomma relativt rikligt, medan övriga förekommer i låga halter. Inga trender över tiden kan utläsas av materialet (Karlson, 2002). *Dinophysis norvegica* förekommer dock normalt i Gullmarsn naturliga växtplanktonsamhälle, och ingår bland de arter som bör dominera vid god status (Edler, pers. komm., 2004).

I maj 1988 var det en kraftig toxisk blomning av *Chrysochromulina polylepis* över en yta på 75 000 km² i Västerhavet. Vid håvprovtagningarna vid Kristineberg förekom *Chrysochromulina* spp. vid alla fyra provtillfällen under 2004 och vid ett par tillfällen 2003. Den beskrevs dock aldrig som vanlig eller dominerande.

Primärproduktion

Primärproduktionen i Gullmarns mynning har mätts sedan 1985. En ökning över tiden har setts. Medelvärdet av den årliga primärproduktionen 1985–1986 var ca 230 gram kol per m², och runt år 2000 uppmättes till knappt 250 gram kol per m². Medelvärdet på den årliga ökningen var 3 gram kol per m² och år. Primärproduktionen maj–september utgör ca 80 % av den totala årsproduktionen (Lindhahl, 2002).

En längre tidsserie över ökningen har också gjorts med början vid 1950, vilket har antagits som en period utan stor mänsklig påverkan. Ett antagande har gjorts att Gullmarn har utvecklats parallellt med Kattegat. Beräkningar för primärproduktion i Kattegat finns från slutet av 1950-talet. Startvärdet på primärproduktionen valdes av Lindahl (2002) till 100 gram kol per m² och år. Detta är något högre än det beräknade värdet från slutet av 1950-talet. Ett högre värde anses mer troligt på grund av andra mätmetoder och provtagningspunkter (Lindhahl, 2002).

4.3.3.6 Samlad bedömning av växtplankton

Biovolym är ett bättre mått på biomassa än klorofyllhalten. Klorofyllhalt är dock mätt sedan 1990-talet och visar en trend av försämring sedan dess. Biovolymen och klorofyllhalten stämmer ganska bra överens vid statusklassningen och ger en god till måttlig status. Björkholmen är antagligen mer relevant för bedömningen Gullmarn än Släggö och här är statusen lite sämre. De flesta arter som bör dominera vid god status finns närvarande vid Kristineberg. Dock finns även potentiellt toxiska arter närvarande. Artsammansättningen bör användas som komplement till biovolymen men väger inte lika tungt i bedömningen. Den tydliga ökningen av primärproduktion i gram kol per m² bidrar till att den samlade bedömningen ger en måttlig status för växtplankton.

4.3.4 Klassning av fysikalisk-kemiska faktorer

De fysikalisk-kemiska faktorerna har till viss del bedömts utifrån förslaget till bedömningsgrunder som utarbetats av SMHI (Sahlsten och Hansson, opubl., 2004). Där inget annat anges kommer data från SMHI:s databas SHARK, Svenskt HavsARKiv, och är framtagen av SMHI, KMF och Bohuskustens Vattenvårdsförbund inom svensk samordnad miljöövervakning. Kvalitetsgranskning av data har endast skett för data till och med år 2003 (Hansson, pers. komm., 2004). Därför används inga värden från 2004. En nulägesbedömning behöver omfatta vissa naturliga variationer och därför har en treårsperiod valts för att representera nuvarande status. Tre år är standard enligt de gamla bedömningsgrunderna.

Dessutom har jämförelser gjorts med historiska data och, i fallet med närsalter, en modell använts för bedömningen. Bedömningsgrunderna gäller för typen *Västkustens fjordar* och är inte lika specifika som jämförelsen med historiska observationer som gjorts i denna analys.

4.3.4.1 Syre i bottenvatten

Djuphålan i Alsback är ett kritiskt område i fjorden, där det ofta råder syrebrist och skador på biota uppstår. Det är här det blir tydligt om någon förbättring eller försämring sker för syrestatusen i bottenvattnet. Därför har denna station valts ut för bedömningen (110 m). Analys av data från övriga stationer har också gjorts, men där är statusen god eller hög vid alla stationer, vilket innebär att inga direkta problem med syrebrist föreligger där. Bedömningen har gjorts för syremättnadsgrad, eftersom den faktorn är bäst kopplad till

ekologiska effekter. Syrgasen löser sig sämre i varmt vatten och det gör att en syrehalt kan vara mer eller mindre skadlig beroende på vattentemperaturen. Salthalten är också viktig för lösligheten. Temperaturen är dock inte alltid mätt i bottenvattnet, och eftersom mättnadsgraden då saknas har beräkning gjorts med hjälp av ett nomogram för syrgasinnehåll i vatten med varierande salthalt och temperatur.

Årsminima samt medelvärde för årsminima åren 2001–2003 är redovisade i Tabell 32. Medelvärdet för årsminima 2001–2003 ger otillfredsställande status. Datamaterialet består av månadsvisa mätningar med en till tre mätningar per gång på djup större än 110 meter. Mätningar vid flera av stationerna har skett under olika perioder och med varierande frekvens. Ibland har djupintervallen ändrats eller andra förändringar gjorts.

Tabell 32. Statusklassning enligt bedömningsgrunderna gällande syre i bottenvatten för Alsbäcks djuphåla (Sahlsten och Hansson, opubl., 2004). Data från SHARK. Årsminima för syremättnadsgraden i bottenvatten (110 m) är redovisade, liksom ett medelvärde för de lägsta värdena under en treårsperiod (2001–2003). Färgmarkeringen visar statusen.

SYREMÄTNAD I BOTTENVATTEN (%) (min)				
STATION	2001	2002	2003	Medel 2001–2003
Alsbäcks djuphåla	10	18	14	14

HÖG	GOD	MÅTTLIG	OTILLFREDSSTÄLLANDE	DÅLIG
-----	-----	---------	---------------------	-------

Jämförelse med historiska data

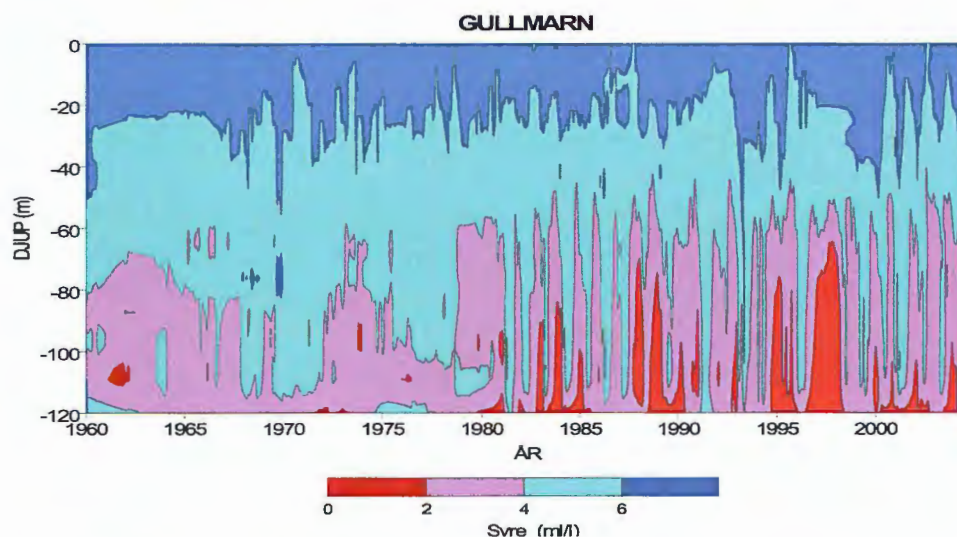
Tabell 33 ger en bild av hur syremättnaden har förändrats sedan slutet av 1800-talet fram till 2003. En trend i minskande syremättnad ses men de sista tre åren ses en uppgång i årsminima.

Tabell 33. Jämförelse av syredata från 1890 till 2003. Siffrorna anger mättnadsgrad i procent för Alsbäcks djuphåla (110 m). Median respektive årsminimum anges. Data från 1890–1893 kommer från Gisléns sammanställningar (Kristinebergs Zoologiska Station, 1930), övriga data finns i SHARK.

SYREMÄTNAD I BOTTENVATTEN (%) 1890–2003							
Alsbäcks djuphåla	1890–1893	1902–1906	1959–1969	1970–1979	1980–1989	1990–1999	2000–2003
Median	58*	45**	43	46	39	32	34
Min	22*	12**	14	12	3	2	10

* Endast 4 mätningar. ** 15 mätningar.

Figur 62 visar ett diagram över hur frekvensen av syrebrist förändrats sedan 1960-talet. Från 1980-talet har den akuta syrebristen (0–2 ml/l) blivit mer och mer frekvent.



Figur 62. Syrehalter i Alsäcks djuphåla 1960–2004 (Arneborg, pers. komm., 2005).

4.3.4.2 Samlad bedömning av syre i bottenvatten

För syre i bottenvatten finns data redan från slutet på 1800-talet och där har inte metoden ändrats särskilt fram till nu. Däremot var djupmätningarna inte alltid så exakta och man har uppmätt djup på 130 meter i den djupaste delen av fjorden. Trots ökad sedimentation kan inte detta stämma, men man kan ändå anta att det aktuella värdet är uppmätt i bottenvattnet. För att få med ett större datamaterial har 110 meter satts som övre gräns för bottenvattnet. I historiska syredata finns endast enstaka uppmätta värden och det är svårt att veta om årets lägsta värde har hittats. Ibland kanske man har träffat rätt och ibland har man det inte. Detta ger stora osäkerheter om man jämför med nutida mätningar som görs månadsvis.

Trenden för syre i bottenvatten visar på en nedgång i mättnadsgrad från 1890 till 2000-talet. Både årsminima och medianvärdena minskar, vilket tolkas som att syrebristen blir värre och de oftast förekommande syrehalterna lägre. Det var förväntat, eftersom flera forskare inom området, bland andra Lindahl och Rosenberg, har visat på försämrade syreförhållanden. Data från 1890-talet finns bara från en eller två mätningar per år. Dessa har gjorts februari–augusti, det vill säga efter ett eventuellt vattenutbyte men vid olika tidpunkter. Syrebrist har setts historiskt, ett minimum på 0,85 ml/l, 12 procent mättnadsgrad, är observerat i augusti 1906. Det är svårt att säga om det är ett tillförlitligt värde. Det skulle kunna vara en felmätning, men kan lika väl vara riktigt. Det är naturligt för tröskelfjorden att det blir syrebrist i perioder med dåligt vattenutbyte. Att frekvensen med syrebrist ökar kan tänkas bero på två saker. Ett försämrat vattenutbyte med mindre syrerikt vatten som kommer ner till botten och/eller en ökad eutrofieringsgrad. Det senare är enligt de flesta forskningsresultat det mest troliga. Dock verkar trenden gå upp igen för åren 2000 till 2003. Detta kan man dock inte dra några säkra slutsatser om, eftersom det bara är en fyraårsperiod. Kanske har utbytet av bottenvatten varit särskilt bra dessa år. En trend för den senaste 10-årsperioden visar också på en uppgång i minimum och medelvärde för åren. Detta säger inget om tidsutbredningen för syrebristen men ger kanske en anvisning om ett något förbättrat läge.

När det gäller det nya förslaget till bedömningsgrunder för syre kan gränserna för statusklasserna diskuteras. I annan litteratur brukar en definition på akut syrebrist som <2 ml O₂/l finnas, vilket i bedömningsgrunderna motsvarar en måttlig status. Enligt OSPAR är syrehalter ända upp till 6 ml/l definierat som syrebrist. En måttlig status borde kanske inte omfatta syrekoncentrationer som är tydlig syrebrist. I förslaget till bedömningsgrunderna säger man att syrebristen är i stort sett typoberoende, eftersom syrebristen påverkar bottenfaunan lika mycket oavsett typ. Bedömningsgrunderna ska dock avgöra avvikelser från ett referenstillstånd och i Gullmarsfjärden är det till viss del naturligt med syrebrist, vilket borde ge en mindre avvikelse än för områden där syrebrist inte är normalt.

De tre senaste åren (2001–2003) har statusen varit otillfredsställande, på gränsen till måttlig. Att trenden ändå går upp borde betyda att det varit ännu sämre status tidigare. Den samlade bedömningen blir måttlig för syre i bottenvatten vid Alsbäck. Denna bedömning grundas på att syrebristfrekvensen har ökat men historiska data visar att syrebrist förekommer naturligt i djuphålan. Där är frekvensen och tiden med syrebrist svår att avgöra och man vet inte om man hittat årsminimum. Alsbäck är dock ett extremfall med sitt djup och sin tröskel, vilket försvårar utbytet av bottenvatten. På grundare botten i fjorden är statusen god eller hög.

4.3.4.3 Närsalter samt Tot-N och Tot-P

SMHI:s förslag till bedömningsgrunder för närsalter och totalhalter av kväve och fosfor avser vintervärden (jan–feb) i ytvattnet, det vill säga 0–10 meters djup. Data för närsalter i ytvatten finns för stationerna Björkholmen och Släggö. Medelvärden för insamlade ytvattentdata i januari och februari under åren 2001 till 2003 redovisas i Tabell 34 till Tabell 38 tillsammans med en färgmarkering för statusklassningen. Klassningen i bedömningsgrunderna förutsätter en salthalt på >22 PSU samt att en syremättnad på >100 % inte förekommer i ytvattnet. Därför har data korrigerats för detta.

Tabell 34. Statusklassning enligt bedömningsgrunderna gällande fosfat för stationerna Björkholmen och Släggö. Medelvärden utifrån vintervärden (jan–feb) för en treårsperiod (2001–2003). Data från SHARK gällande ytvatten 0–10 m. Färgmarkeringen visar statusen.

FOSFAT (µmol/l)				
STATION	2001	2002	2003	Medel 2001–2003
Björkholmen	0,75	0,55	0,68	0,66
Släggö	0,68	0,52	0,55	0,59

HÖG	GOD	MÅTTLIG	OTILLFREDSSTÄLLANDE	DÅLIG
-----	-----	---------	---------------------	-------

Tabell 35. Statusklassning enligt bedömningsgrunderna gällande ammonium för stationerna Björkholmen och Släggö. Medelvärden utifrån vintervärden (jan–feb) för en treårsperiod (2001–2003). Data från SHARK gällande ytvatten 0–10 m. Färgmarkeringen visar statusen. Färgförklaring, se Figur 34.

AMMONIUM (µmol/l)				
STATION	2001	2002	2003	Medel 2001–2003
Björkholmen	0,78	0,69	1,30	0,92
Släggö	0,76	0,68	0,85	0,77

Tabell 36. Statusklassning enligt bedömningsgrunderna gällande nitrit + nitrat för stationerna Björkholmen och Släggö. Medelvärden utifrån vintervärden (jan–feb) för en treårsperiod (2001–2003). Data från SHARK gällande ytvatten 0–10 m. Färgmarkeringen visar statusen. Färgförklaring, se Figur 34.

NITRIT + NITRAT (µmol/l)				
STATION	2001	2002	2003	Medel 2001–2003
Björkholmen	10,01	9,10	10,77	9,96
Släggö	9,81	9,18	8,35	9,11

Tabell 37. Statusklassning enligt bedömningsgrunderna gällande totalfosfor för stationerna Björkholmen och Släggö. Medelvärden utifrån vintervärden (jan–feb) för en treårsperiod (2001–2003). Data från SHARK gällande ytvatten 0–10 m. Färgmarkeringen visar statusen. Färgförklaring, se Figur 34.

TOTP (µmol/l)				
STATION	2001	2002	2003	Medel 2001–2003
Björkholmen	0,92	0,71	0,61	0,75
Släggö	0,85	0,69	0,64	0,73

Tabell 38. Statusklassning enligt bedömningsgrunderna gällande totalkväve för stationerna Björkholmen och Släggö. Medelvärden utifrån vintervärden (jan–feb) för en treårsperiod (2001–2003). Data från SHARK gällande ytvatten 0–10 m. Färgmarkeringen visar statusen. Färgförklaring, se Figur 34.

TOTN (µmol/l)				
STATION	2001	2002	2003	Medel 2001–2003
Björkholmen	22,37	22,98	24,17	23,17
Släggö	22,76	23,21	18,76	21,57

Jämförelse med historiska data

Data för närsalter från 1970-talet och framåt har använts som historiska data när jämförelse görs med de senaste tre åren. Det finns data även från 1960-talet för vissa stationer, men dessa är osäkra och bör inte användas (Pettersson, pers. komm., 2004). På grund av olika mätfrekvens och byte av stationer i kontrollprogrammen är det svårt att jämföra olika år med varandra. Detta har ändå gjorts både för vinterdata och för all tillgänglig data uppdelat på 10-årsperioder. Vinterdata ger för få värden för jämförelser, och därför användes mätningar från hela åren också. Inga tydliga trender eller skillnader ses men för Släggö, där data finns för i stort sett hela perioden, kan man ana en ökad belastning av oorganiskt kväve, framför allt nitrat.

4.3.4.4 Samlad bedömning av närsalter

När jämförelser mellan mätning av kväve och fosfor från 1970-, 1980-, 1990- samt 2000-tal gjordes hittades inga tydliga trender eller skillnader. Det är svårt att säga något från detta, eftersom halterna varierar lika mycket inom perioden som mellan perioderna. Dessutom finns data från olika perioder för stationerna och det är svårt att jämföra dessa. Vintervärden fattas ofta i stor grad, och det är dessa man brukar bedöma. Det finns även lite problem med just närsalter, eftersom det är en viss spridning på blomningar över åren. En vårblooming kan komma tidigare, ibland redan i februari, eller senare än vanligt. Detta korregerar man för till viss del vid databehandlingen. Värden där syremättnad i vattnet är uppmätt och därmed en uppenbar blomning förekommer, har tagits bort. Detta innebär

dock att färre data blir tillgängliga för analysen, vilket ibland betyder att resultat helt saknas. Mätningar gjorda före 1970-talet är för osäkra för att användas, till viss del beroende på att metoderna som användes inte går att jämföra med dagens.

Statusklassningen enligt bedömningsgrunderna är gjord för de två stationer där data finns för de senaste åren. Släggö som ligger precis i mynningen av fjorden och blir mycket påverkad av havet. Närsaltshalterna ser relativt bra ut för de två stationerna. Om man undantar fosfat, så ligger i stort sätt alla närsaltshalter och totalhalter på en nivå motsvarande god eller hög status. För fosfat är statusen måttlig och vid Björkholmen 2001 nästan på gränsen till otillfredsställande. Medelvärde för Björkholmen de tre åren är dock precis på gränsen till god status. Allt för stor vikt bör dock inte läggas vid klassningen, eftersom gränserna inte är helt fastslagna ännu och kan komma att ändras innan förslagen börjar gälla. Förklaringar till resultaten är svåra att ge, eftersom man inte vet hur det borde se ut. Höga fosfathalter kanske inte alltid ger utslag som en ökad primärproduktion, eftersom produktionen i havet oftast är begränsad av kväve. Något som kanske kan vara intressant vid ytterligare bedömning är hur ofta och länge blomningarna förekommer. Detta har dock inte studerats i denna analys.

Den samlade bedömningen blir en måttlig status för Gullmarn, eftersom den är tydligt eutrofierad, även om bedömningsgrunderna visar på en god status.

4.3.4.5 Siktdjup

Siktdjup har bedömts vid stationerna Björkholmen, Alsbäck och Släggö för de senaste tre åren. Sommarvärden (aug–sep) från SHARK har använts för att undvika blomningsperioder. Här har dock inte siktdjup vid salthalter under 22 PSU tagits bort, eftersom det är endast i det översta skiktet som salthalten i vissa fall varit lägre. Dessutom hade för få värden för att kunna göra en klassning varit kvar.

Tabell 39. Statusklassning enligt bedömningsgrunderna gällande siktdjup för stationerna Björkholmen, Alsbäck och Släggö. Data från SHARK. Medelvärden utifrån sommarvärden (aug–sep) för en treårsperiod (2001–2003). Färgmarkeringen visar statusen.

SIKTDJUP (m)				
STATION	2001	2002	2003	Medel 2001–2003
Björkholmen	5,75	3,90	6,50	5,38
Alsbäck	7,75	3,45	6,90	6,03
Släggö	8,90	6,15	9,43	8,16

HÖG	GOD	MÅTTLIG	OTILLFREDSSTÄLLANDE	DÅLIG
-----	-----	---------	---------------------	-------

Jämförelse med historiska data

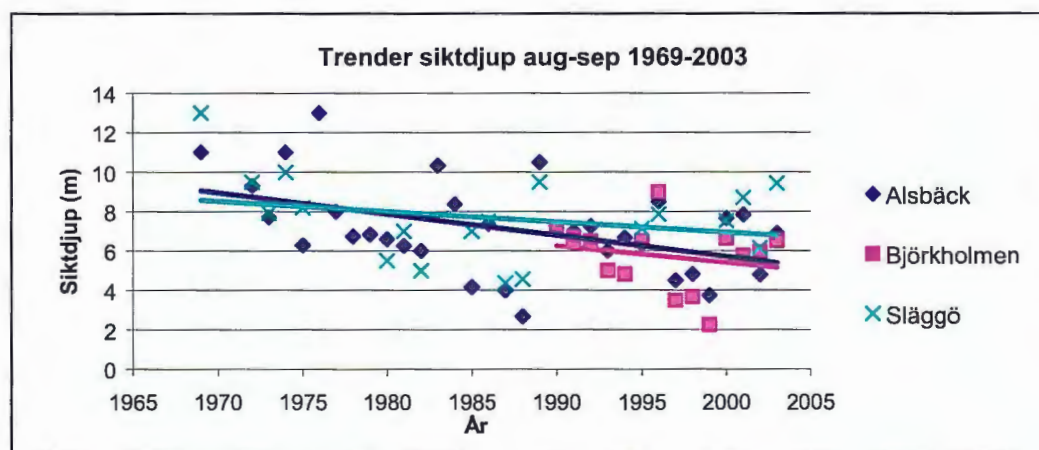
Siktdjupsvärden från juli och augusti 1928 finns för några stationer i Gullmarn (Kristinebergs Zoologiska Station, 1930). Siktdjup har mätts både med grå och med vit skiva, men här har de observationer som gjorts med vit skiva valts för att överensstämja med dagens mätningar. Vattenkikare har använts både historiskt och nu. Stationerna är inte samma som de nuvarande men har jämförts med närliggande stationer. Juli och augustivärden från 1970–1979 och från 2001–2003 har använts för jämförelsen. Tabell 40 visar resultaten.

Tabell 40. Jämförelse av siktdjupsvärden från 1928 och 1970-tal med nutida mätningar. Där intervall förekommer avses min resp. max under tidsperioden. Värdena från 1928 kommer från Gisléns mätningar (Kristinebergs Zoologiska Station, 1930), de övriga från SHARK.

SIKTDJUP (m) 1928–2003				
	1928	1970–1979	2001–2003	2001–2003 Median
Inre Gullmarn	11,3*	7,0–14,5	3,0–10,0	6,8
Mellersta Gullmarn	11,5*	5,0–13	2,8–8,9	5,5
Yttre Gullmarn	10,3–14,0**	6,7–10	4,7–6,0	6,0

* Endast ett värde uppmätt. ** Endast två värden uppmätta. (Övriga år baseras på 15–30 mätningar.)

Figur 63 ger en uppfattning om hur siktdjupen förändrats vid tre stationer från 1969 då man började mäta siktdjup, till 2003. Trendlinjerna visar på ett minskande siktdjup vid alla stationer.



Figur 63. Trender för siktdjupsmätningar från mätningarnas början. Punkterna beskriver årsmedelvärden baserade på mätvärden från aug-sep (1–6 mätningar per station och sommar). Data från SHARK.

4.3.4.6 Samlad bedömning av siktdjup

I resultaten från den historiska jämförelsen av siktdjup från 1928, 1970-tal och 2000-tal kan en tydlig neråtgående trend ses. Det verkar också troligt med en siktdjupsminskning, eftersom primärproduktionen har ökat och därmed ljusgenomsläppligheten minskat. Det är ändå viktigt att notera att siktdjupen från 1928 bara består av en eller två mätningar. Inre, mellersta och yttre Gullmarn står för stationer i dessa delar, men de exakta platserna är inte desamma år från år. För att ändå kunna göra en jämförelse valdes stationer i närheten av varandra att representera ett större område.

För nulägesbedömningen används de tre stationer som har mätningar från 2000-talet, Alsbäck, Björkholmen och Släggö. Vid Släggö sker stor påverkan från havet och därför läggs större vikt vid övriga stationer. År 2002 var statusen otillfredsställande men på gränsen till måttlig för Alsbäck och Björkholmen, medan statusen vid Släggö och övriga år är

god eller måttlig på gränsen till god. Variationerna är störst i de inre delarna, vilket skulle kunna bero på ett ojämnt tillflöde av organiskt material och näring från Örekilsälven. Inga undersökningar om variationerna i siktdjup och tillflödet är korrelerade har gjorts. Den samlade bedömningen ger Gullmarn en måttlig status med avseende på siktdjup, mycket på grund av försämringen sedan 1970-talet.

4.3.4.7 Miljögifter

Inom Bohuskustens vattenvårdsförbunds kontrollprogram sker undersökningar av miljögifter vart femte år i Gullmarn. Hösten 2001 gjordes undersökningar av miljögifter i blåmussla, blåstång och sediment. Biologiska prover togs vid Flatholmen i yttre Gullmarn (station 12 a) och i Saltkällefjorden (station 12). På grund av avsaknad av blåmusslor vid station 12 insamlades dessa i stället i Gårvik (mellan Saltkällefjorden och Färlevfjorden). Sedimentprovtagningen skedde vid Alsbäck (GK 2) och dessa resultat har Ingemar Cato vid SGU behandlat och bedömt enligt de gamla bedömningsgrunderna för metaller och organiska miljögifter (Naturvårdsverket [2], 1999). Dessutom har jämförelser gjorts med undersökningar gjorda de senaste 20 åren (Cato, opubl., 2005). En del av sedimentanalyserna redovisas i Tabell 41 och tidsutvecklingen av metallhalter och organiska miljögifter kan ses i Figur 64 till Figur 67. Rapporten kommer även innefatta miljögifter i biota men den delen är ännu inte färdig (Cato, pers. komm., 2005).

Blåmussla och blåstång samlades in manuellt med dykande marinbiolog och provtagningen gjordes enligt OSPAR i möjligaste mån. Minst 50 blåmusslor med en skallängd av 40–60 mm samlades in per lokal. När det gäller blåstång togs 5–10 toppskott med en längd på 50–60 mm från 5–10 individuella plantor. Proven frystes för analys.

Eftersom inga nya bedömningsgrunder för miljögifter är utarbetade har de gamla använts för bedömningarna (Naturvårdsverket [2], 1999). När det gäller anpassningen av statusklassningen för föroreningar i sediment förväntas inte förändringarna bli så stora. Däremot kommer antagligen bedömningsgrunderna för klassning av miljögifter i biota att ändras mer (Pettersson, pers. komm., 2005). I de gamla bedömningsgrunderna finns värden för tillståndsklassning av organiska miljögifter för fisk men inte för mussla och blåstång. För dessa kan därför bara vissa tungmetaller bedömas. Bedömningen visas i Tabell 41. De organiska miljögifterna har inte varit möjliga att bedöma på grund av att bedömningsgrunder och historiska data saknas.

Tabell 41. Bedömning av ämnen som finns på listan över prioriterade ämnen för vilka det finns gamla bedömningsgrunder för blåmussla (mjukdelar), blåstång (årsskott) och sediment (Naturvårdsverket [2], 1999). Siffrorna anger halten i mg eller µg/kg torrsvikt. Grått indikerar att bedömningsgrunder saknas. Data från Bohuskustens vattenvårdsförbund (Bohuskustens vattenvårdsförbund, 2002).

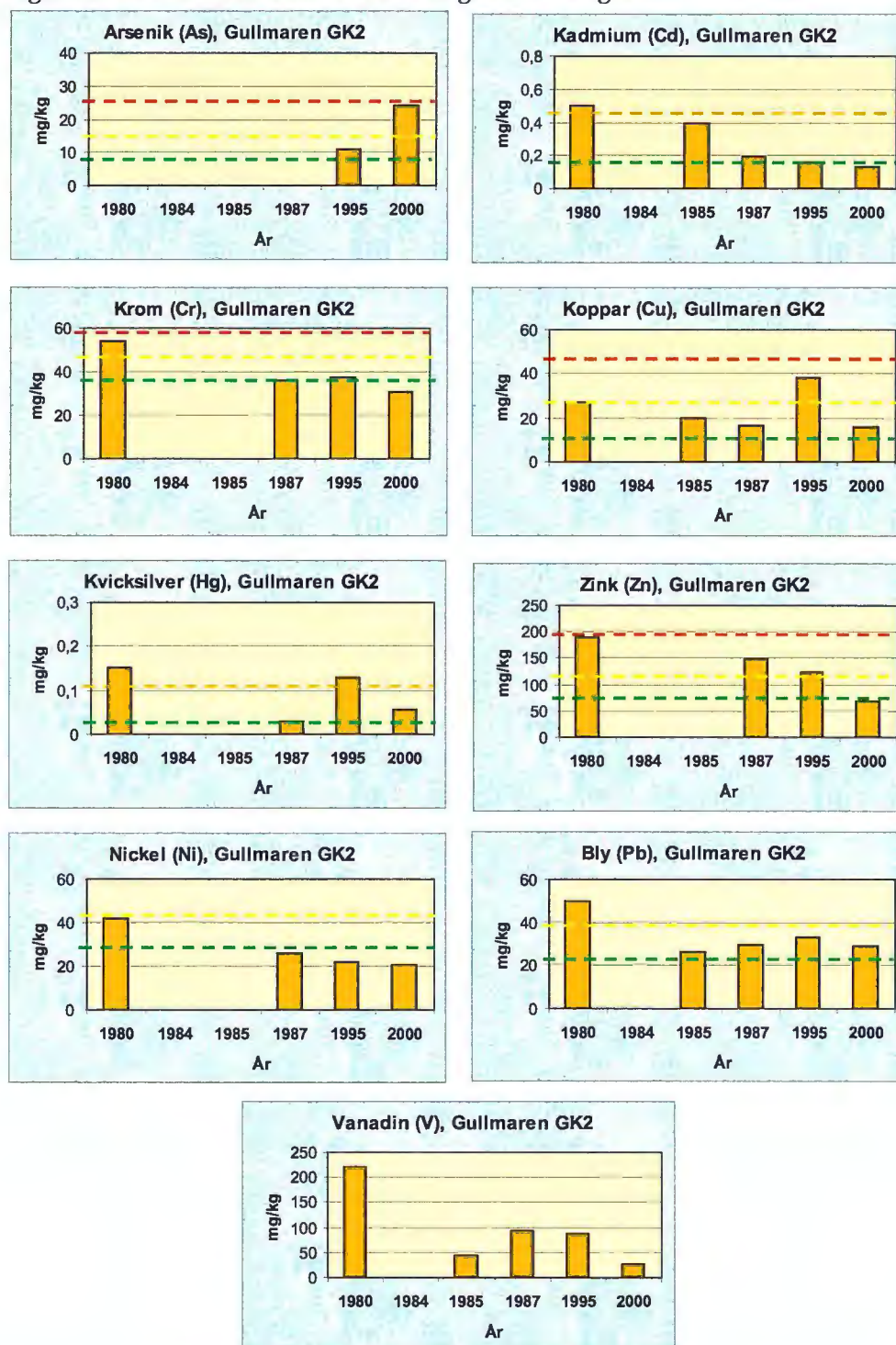
PRIORITERAT ÄMNE	BLÅMUSSLA (2001)		BLÅSTÅNG (2001)		SEDIMENT (2000)	Enhet TS
	Yttre Gullmarn	Inre Gullmarn	Yttre Gullmarn	Inre Gullmarn	Ålsback	
Naftalen	<0,01	0,011	0,032	0,037	0,038	mg/kg
Antracen	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	0,012	mg/kg
Fluoranten	0,0031	0,0076	<0,002	<0,002	0,13	mg/kg
Benso(b)fluoranten	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	0,335 (b+k)	mg/kg
Benso(k)fluoranten	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002		mg/kg
Benso(a)pyren	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	0,076	mg/kg
Indeno(1,2,3-cd)pyren	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	0,23	mg/kg
Benso(g,h,i)perylene	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	0,15	mg/kg
PAH, 16 st (11 st sediment)	<0,01	0,021	0,039	0,05	0,448 /TOC	mg/kg
2,2',4,4'-TeBDE, #47	0,55	0,48	0,21	0,18	0,14	µg/kg
2,2',4,4',6-PnBDE, #100	0,095	0,086	0,077	0,065	<0,1	µg/kg
2,2',4,4',5-PnBDE, #99	0,26	0,32	0,49	0,34	0,18	µg/kg
2,2',4,4',5,6'-HxBDE, #154	<0,05	<0,05	0,068	<0,05	<0,1	µg/kg
2,2',4,4',5,5'-HxBDE, #153	<0,05	<0,05	0,062	<0,05	<0,1	µg/kg
2,2',3,4,4',5'-HxBDE, #138	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,1	µg/kg
DekaBDE, #209	0,16	<0,1	2,4	0,15	0,84	µg/kg
Tributyltenn (TBT)	0,19	0,36	<0,05	<0,04	Ej analyserat	mg/kg
Kvicksilver	0,031	0,035	<0,0092	<0,0098	0,056	mg/kg
Kadmium	0,81	0,74	1,4	0,88	0,13	mg/kg
Bly	0,61	5,2	1,5	1,9	29	mg/kg
Nickel	0,97	0,59	1,8	2,2	21	mg/kg
Zink	69	55	46	54	70	mg/kg

Andra ämnen än de som är prioriterade enligt EU är analyserade i kontrollprogrammet. Dessa är utvalda specifikt för Bohuskusten och Gullmarn. Ämnen som tidigare släppts ut i området följs för att se utvecklingen, andra kontrolleras för att upptäcka läckage eller ämnen som inte borde komma ut i området. Exempel är dioxiner (PCDD och PCDF) och PCBer.

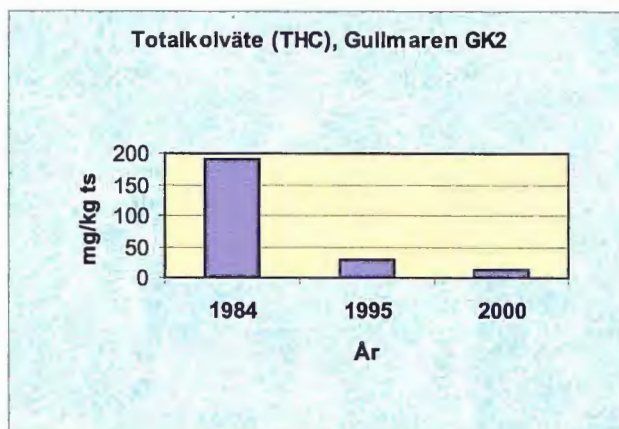
För 2006 års provtagning finns förslag på att analysera fler miljögifter och även ta hänsyn till EU:s lista över prioriterade ämnen vid provtagning längs Bohuskusten. Detta kommer antagligen att ske som en screening i några lokaler, dock ej i Gullmarn (Schelander, pers. komm. 2005). En sammanställning och presentation av de miljögifter som analyseras i Bohuskustens kontrollprogram (Söderlund, 2004) finns på Bohuskustens vattenvårdsförbunds hemsida, www.bvvf.com.

Jämförelse med historiska data

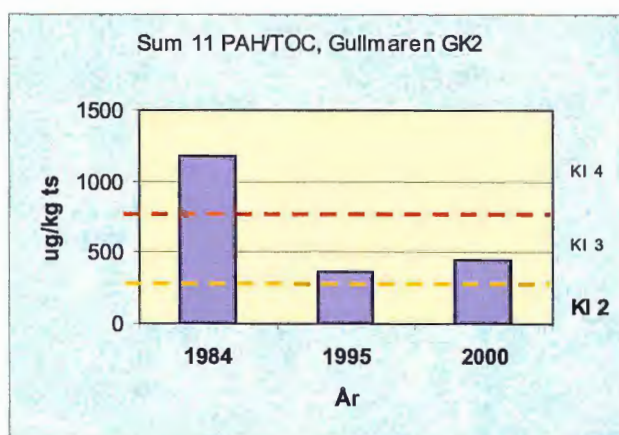
Figur 64 till Figur 67 ger en bild av utvecklingen för tungmetaller och organiska ämnen i Gullmarn sedan tidigare mätningar.



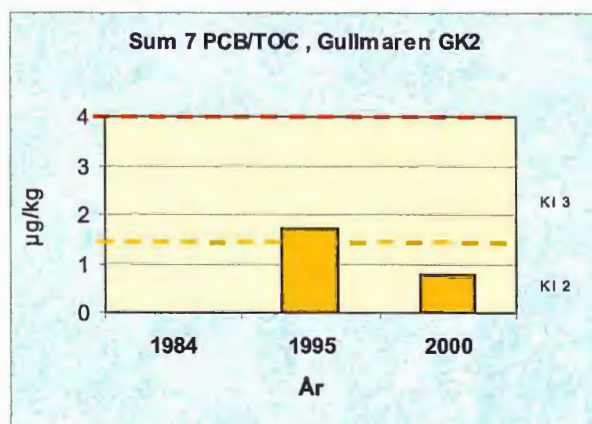
Figur 64. Förändringen mellan 1980 och 2000 av tungmetaller i ytsedimenten vid Alsback (GK2) i Gullmarn. Streckad linje motsvarar den övre gränsen för respektive klass i de svenska bedömningsgrunderna för kust och hav. Färgerna motsvarar tillståndsklasserna grönt – god, gult – måttlig och orange – otillfredsställande. (Naturvårdsverket [2], 1999) (Cato, opubl., 2005).



Figur 65. Förändringen mellan 1984 och 2000 av totalkolväte (THC) i ytsedimenten vid Alsbäck (GK2) i Gullmarn (Cato, opubl., 2005).



Figur 66. Miljö kvaliteten med avseende på polyaromatiska kolväten (summa 11 PAH/TOC) i ytsedimenten vid Alsbäck (GK2) i Gullmarn. Klassning enligt svenska bedömningsgrunderna för kust och hav (Naturvårdsverket [2], 1999) (Cato, opubl., 2005).



Figur 67. Miljö kvaliteten med avseende på polyklorerade bifenyler (summa 7 PCB/TOC) i ytsedimenten vid Alsbäck (GK2) i Gullmarn. Klassning enligt svenska bedömningsgrunderna för kust och hav (Naturvårdsverket [2], 1999) (Cato, opubl., 2005).

4.3.4.8 Samlad bedömning av miljögifter

Resultaten här tyder på en förbättring av föroreningsläget i Gullmarn när det gäller de flesta tungmetaller och organiska ämnen. En förbättring när det gäller organiska miljögifter är dock inte tillräckligt eftersom dessa är antropogena och därmed inte ska finnas alls i miljön. Bedömningen har baserats på de prioriterade ämnena även om många fler ämnen analyseras i Gullmarn.

Där halterna understiger rapporteringsgränsen får tillståndet anses som god status. Något som kan nämnas är att OSPAR:s gränsvärden för organiska miljögifter i vävnader anger ett teoretiskt NOEC-värde (No Observed Effect Concentration) på 0,006 mg/kg torrsvikt för TBT (TriButylTenn) i mussla och i Gullmarn finns värden på 0,36 mg TBT/kg blåmussla (torrsvikt). Detta ligger långt högre även om man tar bort säkerhetsmarginalen (en tiopotens) från NOEC-värdet. TBT är ett antifoulingmedel som används i båtbottnfärger för att förhindra påväxt och det är inte förvånande att hitta höga halter i biota i Gullmarn eftersom fartygstrafik med större båtar sker i området. TBT som är bioackumulerbart och svårnedbrytbart är ett hot mot den marina miljön och har visats skada snäckor i mycket låga koncentrationer. Av de bekämpningsmedel som finns på listan över prioriterade ämnen är de flesta förbjudna i Sverige och mäts därför inte i Gullmarn.

4.3.5 Statusbedömning av Gullmarn

De biologiska faktorerna är det som avgör den ekologiska statusen, och de fysikalisk-kemiska faktorerna används som stödjande i bedömningen. De båda grupperna hänger dock nära samman. Biologin beror på vattenmiljön, men mindre variationer i vattenmiljön behöver inte ge biologiska effekter. Stress på grund av variationer av fysikalisk-kemiska parametrar gör dock flora- och faunasamhällena mer känsliga och den biologiska mångfalden minskar. Tabell 42 sist i avsnitt 4.3.5 visar bedömningen för respektive bedömningsfaktor utifrån de två metoder som använts för bedömningen, en sammanvägd bedömning och den totala statusen.

De tydliga effekter som visas i resultaten är en minskad djuputbredning av makrovegetation samt en ökad biomassa hos bottenfauna sedan tidigt 1900-tal. Djuputbredningen av makrovegetation beror av siktdjupet, vilket också har minskat i fjorden under 1900-talet enligt resultaten. Detta beror på ökad grumlighet vilket orsakas av mer partiklar i vattenmassan. Partiklarna består bland annat av primärproduktion och annat organiskt material. Primärproduktionen har visats öka sedan 1950-talet (Lindahl, 2002). Detta beror antagligen på en ökad näringstillförsel. Ökad näringsbelastning är också den troligaste orsaken till ökningen av biomassa hos bottenfauna. Närsaltsdata finns från 1970-talet och framåt. Datamaterialet är så pass ofullständigt att inga direkta jämförelser kan göras mellan nutid och tidigt 1970-tal. En ökning av oorganiskt kväve, främst nitratkväve, kan anas vid någon station, men det är svårt att dra några generella slutsatser.

Orsaken till den ökade näringstillförseln är inte helt klar. Flera bidragande faktorer är troliga. Under 1900-talet har närsaltsbelastningen från jordbruket ökat på grund av en mer intensiv gödsling. Större åkerarealer och ett mindre antal våtmarker och kantzoner har lett till ett ökat läckage av näring och organiskt material till omgivande vattendrag. Örekilsälvens omgivande jordbruk kan alltså ha del i den ökade tillförseln av näring till Gullmarn. Näring kan också tillföras genom så kallad upwelling, då djupliggande näringsrika vattenmassor blandas upp med ytligare vatten. Detta har också visats korrelera med klimatologiska effekter genom North Atlantic Oscillation (Björk & Nordberg, 2002, Lin-

dahl, 1998 m.fl.). NAO ger upphov till ökade sydost- och sydvästvindar som för med sig näringsrikt ytvatten från Kattegat och Nordsjön/Skagerrak mot västkusten. Ökningen av primärproduktion i Gullmarn sedan 1985 har visats korrelera med variationer i NAO-index. Detta verkar troligt eftersom primärproduktionen har ökat, trots att fosfattillförseln till Skagerrak/Kattegat har minskat sedan 1985 och kvävetillförseln har minskat eller är oförändrad (Lindahl, 2002).

Utbytet av djupvatten i Gullmarn styrs av dominerande vindriktning. Utbyte sker vid nordostliga vindar. De ökade sydvästvindarna, som uppkommer av NAO, medför alltså även att vattenutbytet i fjorden blir sämre (Nordberg et al., 2000). Den försämrade syresituationen i fjorden skulle alltså kunna bero på klimatologiska förändringar. Eftersom det är tydligt att primärproduktionen har ökat, vilket leder till ökad syreförbrukning på grund av ökad nedbrytning, bör dock eutrofieringen också ses som en stor bidragande faktor till den ökade syrebristen. Det finns dock andra åsikter om huruvida klimateffekter korrelerar med utbytet. Arneborg (2004) anser utifrån modelleringar av vattenutbytesmekanismerna i Gullmarn att inga korrelationer kan göras.

En ökning av syrebristfrekvensen, med syrebrist högre upp i vattenpelaren och längre perioder med låga syrehalter, får ses som en allvarlig faktor i bedömningen av Gullmarns ekologiska status. Bottenfaunan påverkas tydligt, och nedbrytningen av organiskt material blir sämre. Det unika djurlivet i Gullmarn, med arter som annars lever på stora djup i havet, riskerar att utarmas på grund av förändringar i bottenmiljön.

För att bedöma de prioriterade ämnena behövs egentligen analyser av alla ämnen. Detta kommer dock inte göras förrän vid nästa undersökning. Eftersom heller inga gränsvärden finns är det svårt att göra en bedömning av giftsituationen. Det man kan säga är att organiska miljögifter förekommer i organismer, vilket inte är naturligt. Om inga effekter uppkommer på grund av gifterna och ändå god status kan garanteras för de biologiska faktorerna kan statusen bli god.

Statusbedömning enligt Vattendirektivet ska grundas på de biologiska faktorerna med principen "One out, all out", det vill säga den sämsta faktorn bestämmer statusen. För Gullmarns del blir den totala statusen måttlig eftersom både bentiska evertetrater och växtplankton bedömts till denna statusklass. Resultaten enligt bedömningsgrunderna visar på måttlig status nära gränsen till god, alternativt god status nära gränsen till måttlig för samtliga biologiska faktorer. För bedömning av historiska data har vi försökt tillämpa Vattendirektivets definitioner av god respektive måttlig status. Det är dock inte lätt att tolka resultaten utifrån dessa. Ett exempel från definitionerna för makrovegetation är svårigheter att avgöra vad som är *vissa tecken på störning* (god status) och *måttliga störningar och kan orsaka en oönskad störning av vattenförekomstens organismbalans* (måttlig status). Den sammanlagda bedömningen för respektive faktor grundar sig på vår värdering av vad som väger tyngst. Bedömningsgrunderna är framtagna för ett större område medan de historiska jämförelser vi gjort gäller specifikt för Gullmarn. Syre i bottenvatten hamnade i klassen otillfredsställande status enligt bedömningsgrunderna, men på grund av Gullmarns naturliga variationer till följd av begränsat vattenutbyte bedöms inte avvikelser från referenstillståndet vara riktigt så betydande. Dessutom har endast djuphålan legat till grund för bedömningen, på grundare botten i fjorden är statusen god eller hög när det gäller syre i bottenvatten. De fysikalisk-kemiska faktorerna får störst betydelse om de biologiska faktorerna visar på god eller hög status och påverkar i detta fall inte den totala statusen. Här stämmer dock de biologiska och fysikalisk-kemiska faktorerna väl överens.

Tabell 42. Statusbedömning enligt Vattendirektivet. Bedömningarna enligt de olika metoderna vägs ihop till en sammanlagd bedömning för varje bedömningsfaktor. En total status bestäms av den sämsta av de biologiska faktorerna. (+) respektive (–) innebär att faktorn är nära gränsen till en bättre respektive sämre statusklass.

	Bedömningsgrunder	Historiska data	Sammanvägd bedömning	Total status
Makro-vegetation	EQR beräknat för St. Bornö. (–)	De flesta arter närvarande. Djuputbredning minskat. (–)		
Bentiska evertebrater	Varierar med syrehalt i Alsäck. Högt status vid medeldjup station. (+)	Stor ökning av biomassa sedan 1920-tal, främst i de inre delarna.		
Växtp plankton	Klorofyll i yttre delen bättre. Artsammansättning, KMF, god status. (+)	Primärproduktionen ökat påtagligt sedan 1985.		
Näring	Fosfat sämre än övriga faktorer. Klassgränser osäkra.	Inga slutsatser kan dras. En femfaldig ökning av sedimentationen har skett sedan 1960.	Tydlig eutrofiering.	
Syre	(+)	Mer frekvent syrebrist i Alsäck. Låga syrehalter uppmätta i början på 1900-talet.		
Siktdjup	(–)	Tydlig försämring sedan 1920-tal.		
Miljögifter			Ingen bedömning gjord	

HÖG	GOD	MÅTTLIG	OTILLFREDSSTÄLLANDE	DÅLIG
-----	-----	---------	---------------------	-------

Några slutsatser från kustvattenbedömningen:

- En ökad biomassa hos bottenfauna, minskad djuputbredning för makrovegetation och ökad syrebrist i djuphålan visar på en tydlig eutrofiering i Gullmarn.
- Orsaker till eutrofieringen är troligen främst en ökad näringstillförsel från havet men ökad näringstillförsel från land har en stor lokal påverkan i de inre delarna av Gullmarn.
- Gullmarns ekologiska status bedöms i denna karakterisering motsvara måttlig status.

5. Skyddade områden

Enligt Vattendirektivet ska ett register över skyddade områden upprättas. Detta ska innehålla

- Alla områden som används eller ska användas till mänsklig konsumtion
- Områden med arter som skyddas för sin ekonomiska betydelse (Fiskvattendirektivet och Skalvattendirektivet)
- Rekreationsvatten exempelvis badstränder (Badvattendirektivet)
- Vattenområden som är känsliga för övergödning (Avloppsvattendirektivet) eller nitrat (Nitratdirektivet).
- Områden med särskilda naturvärden och som är viktiga för att bevara livsmiljöer och arter som är direkt beroende av vatten (bl.a. Natura-2000 områden som är vattenrelaterade)

I Gullmarns tillrinningsområde finns många sådana områden. Hela området är klassat som fosforkänsligt och större delen (utom ett område längst i norr) är nitratkänsligt. Gullmarn är en känslig recipient även för kväve. Ett antal badplatser enligt badvattendirektivet finns längs Gullmarns stränder och ett 20-tal andra badplatser enligt smittskyddsinstitutet?? finns i området. Örekilsälven från mynningen till Lilla röd är skyddat fiskvatten, liksom Munkedalsälven från mynningen till Arctic paper.

I 7 kap miljöbalken anges även andra former av skyddade områden. Förordningen om förvaltningen av kvaliteten på vattenmiljön anger inte särskilt att även dessa ska tas med. Här har vi dock tagit med dessa för att ge en heltäckande bild av skyddet i området. På Naturvårdsverkets webbplats Vattenportalen (www.vattenportalen.se) finns mer information om ett nationellt register över skyddade områden.

Gullmarn har länge varit känt som ett betydelsefullt naturområde och är klassat som riksintresse för både naturvård och friluftsliv. Det har även listats som värdefullt av flera internationella naturvårdsorganisationer, bland annat IUCN (The World Conservation Union). År 1983 förklarades Gullmarn som naturvårdsområde av Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus Län (Lst beslut 11.1211-203-80, 1983). Syftet med naturvårdsområdet var

- att i kombination med andra påkallade åtgärder bevara Gullmarn som ett marinbiologiskt värdefullt referensområde för vetenskaplig forskning
- att slå vakt om Gullmarns betydelse som reproduktions- och uppväxtområde för åtskilliga värdefulla fiskarter
- att genom studier inom ramen för ett kontrollprogram fortlöpande följa förändringar i vattenmiljön
- att värna om möjligheterna att nyttja området för friluftsliv och rekreation med hänsyn till områdets vetenskapliga intressen
- att bevara attraktiva landskapstyper samt intressanta växt- och djurmiljöer i omgivande strandområden.

Sedan Miljöbalkens införande 1999 betraktas alla naturvårdsområden som naturreservat. Gullmarn omnämns därför ofta som ett "marint reservat", trots att detta begrepp inte finns i miljöbalken. En förteckning över skyddad natur och vatten i hela området finns i Tabell 43.

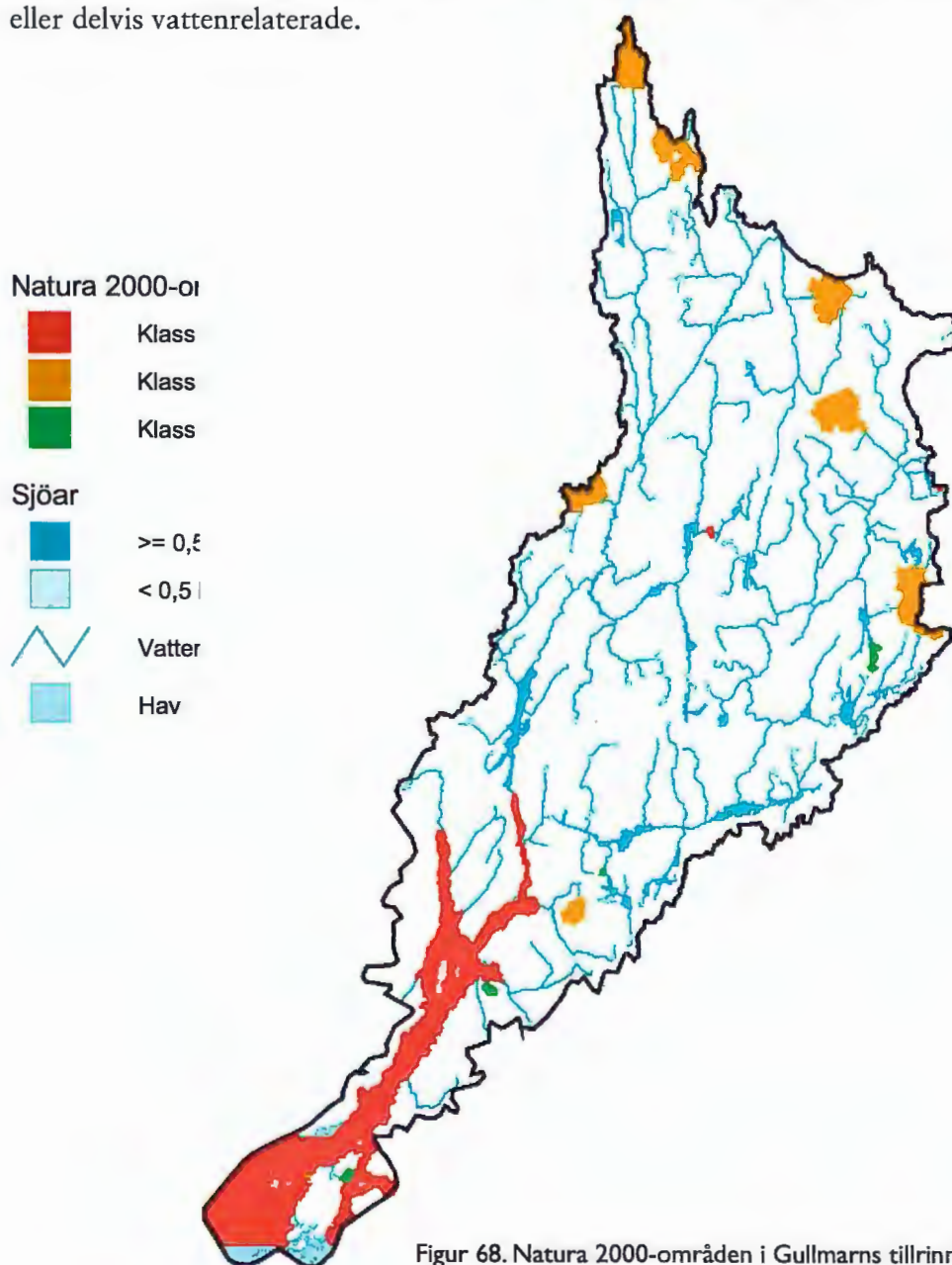
Tabell 43. Skyddad natur och vatten i Gullmarns tillrinningsområde. *Vattenrelaterade eller delvis vattenrelaterade skydd. Vattenskyddsområdena avser den yttre skyddszonen.

NAMN	SKYDDSTYP		
Borgelemossarna*	Naturreservat		Natura 2000 Art- o habitatsdir.
Bredmossen-Hensbacka*	Naturreservat		Natura 2000 Art- o habitatsdir.
Bäckefors*	Vattenskyddsomr.	Natura 2000 Fågeldirektivet (kommunal vattentäkt)	
Dingle Tosemarken, Arla*	Vattenskyddsomr.	(kommunal vattentäkt)	
Ed*	Vattenskyddsomr.	(kommunal vattentäkt)	
Ekenäs*	Vattenskyddsomr.	(kommunal vattentäkt)	
Frustugutjärnet*		Natura 2000 Fågeldirektivet	
Färgelanda, 3 st*	Vattenskyddsomr.	(kommunal vattentäkt)	
Gröderhamnsängen*		Natura 2000 Fågeldirektivet	Natura 2000 Art- o habitatsdir.
Gullmarn*	Naturreservat	Natura 2000 Fågeldirektivet	Natura 2000 Art- o habitatsdir.
Gullmarsberg	Naturreservat		Natura 2000 Art- o habitatsdir.
Gullmarsberg*	Vattenskyddsomr.	(kommunal vattentäkt)	
Gålsjön	Naturreservat	Natura 2000 Fågeldirektivet	Natura 2000 Art- o habitatsdir.
Hedekas*	Vattenskyddsomr.	(kommunal vattentäkt)	
Håby*	Vattenskyddsomr.	(kommunal vattentäkt)	
Högsäter*	Vattenskyddsomr.	(kommunal vattentäkt)	
Kroppefjäll*	Naturreservat		Natura 2000 Art- o habitatsdir.
Kynnefjäll*	Naturreservat	Natura 2000 Fågeldirektivet	Natura 2000 Art- o habitatsdir.
Kärnsjön*	Vattenskyddsomr.	(kommunal vattentäkt)	
Skvalarn*		Natura 2000 Fågeldirektivet	
Strömmarna*		Natura 2000 Fågeldirektivet	Natura 2000 Art- o habitatsdir.
Svensland Hogstorp*	Vattenskyddsomr.		
		(kommunal vattentäkt)	
Tingvallamossen*	Naturreservat	Natura 2000 Fågeldirektivet	Natura 2000 Art- o habitatsdir.
Tresticklan-Boksjön*	Nationalpark		Natura 2000 Art- o habitatsdir.
Vågsäter bokskog	Naturreservat	Natura 2000 Fågeldirektivet	Natura 2000 Art- o habitatsdir.
Vägeröds dalar		Natura 2000 Fågeldirektivet	Natura 2000 Art- o habitatsdir.
Öbbön o Sandkullen*	Vattenskyddsomr.		
		(kommunal vattentäkt)	
Ödeborg*	Vattenskyddsomr.	(kommunal vattentäkt)	
Öjemossen*	Naturreservat	Natura 2000 Fågeldirektivet	Natura 2000 Art- o habitatsdir.
Örekilsälven*		Natura 2000 Fågeldirektivet	Natura 2000 Art- o habitatsdir.

5.1 Natura 2000-områden

EU:s nätverk Natura 2000 för särskilt värdefulla naturområden av intresse för hela den europeiska gemenskapen, är grundat på de 170 livsmiljöer och ca 900 växt- och djurarter som ingår i fågeldirektivet och habitatdirektivet. Varje land ska utse områden som krävs för ett långsiktigt bevarande av de livsmiljöer eller arter som finns i landet. I Sverige finns ca 90 av de livsmiljöer som ingår och ca 100 av djur- och växtarterna. Ett antal fågelarter som häckar i landet tillkommer också. I dag finns ca 4000 Natura 2000-områden i Sverige, varav 188 i Västra Götaland och 17 helt eller delvis inom Gullmarns tillrinningsområde, se Tabell 43. Själva Gullmarn är det största Natura 2000-området inom tillrinningsområdet.

Natura 2000-områdena inom tillrinningsområdet har delats in i olika typer beroende på hur vattenrelaterade de är, det vill säga vad som har legat till grund för klassningen till Natura 2000-område, se Figur 68. Av de 17 Natura 2000-områdena är 11 vattenrelaterade eller delvis vattenrelaterade.

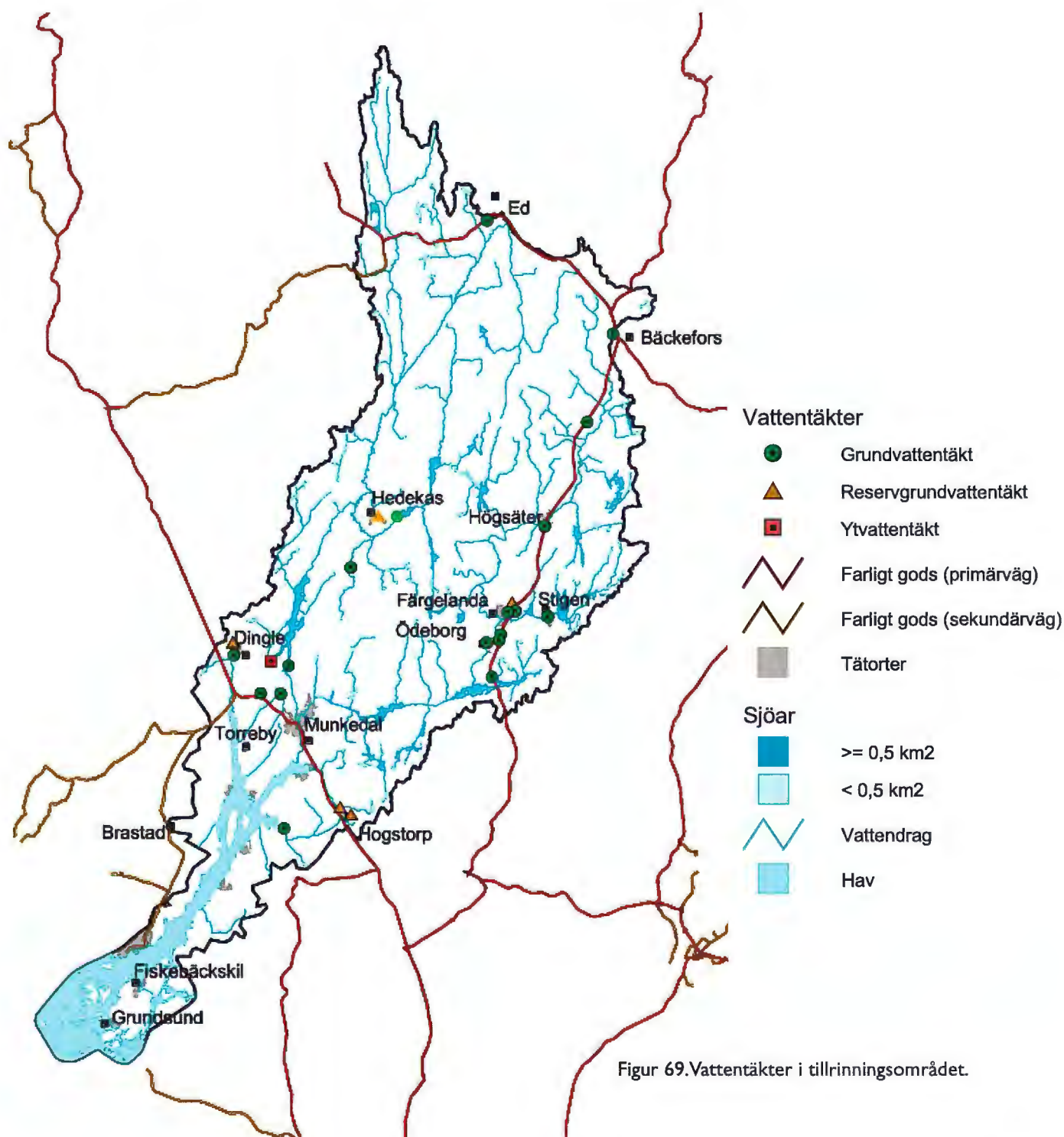


Figur 68. Natura 2000-områden i Gullmarns tillrinningsområde.

5.2 Vattenskyddsområden

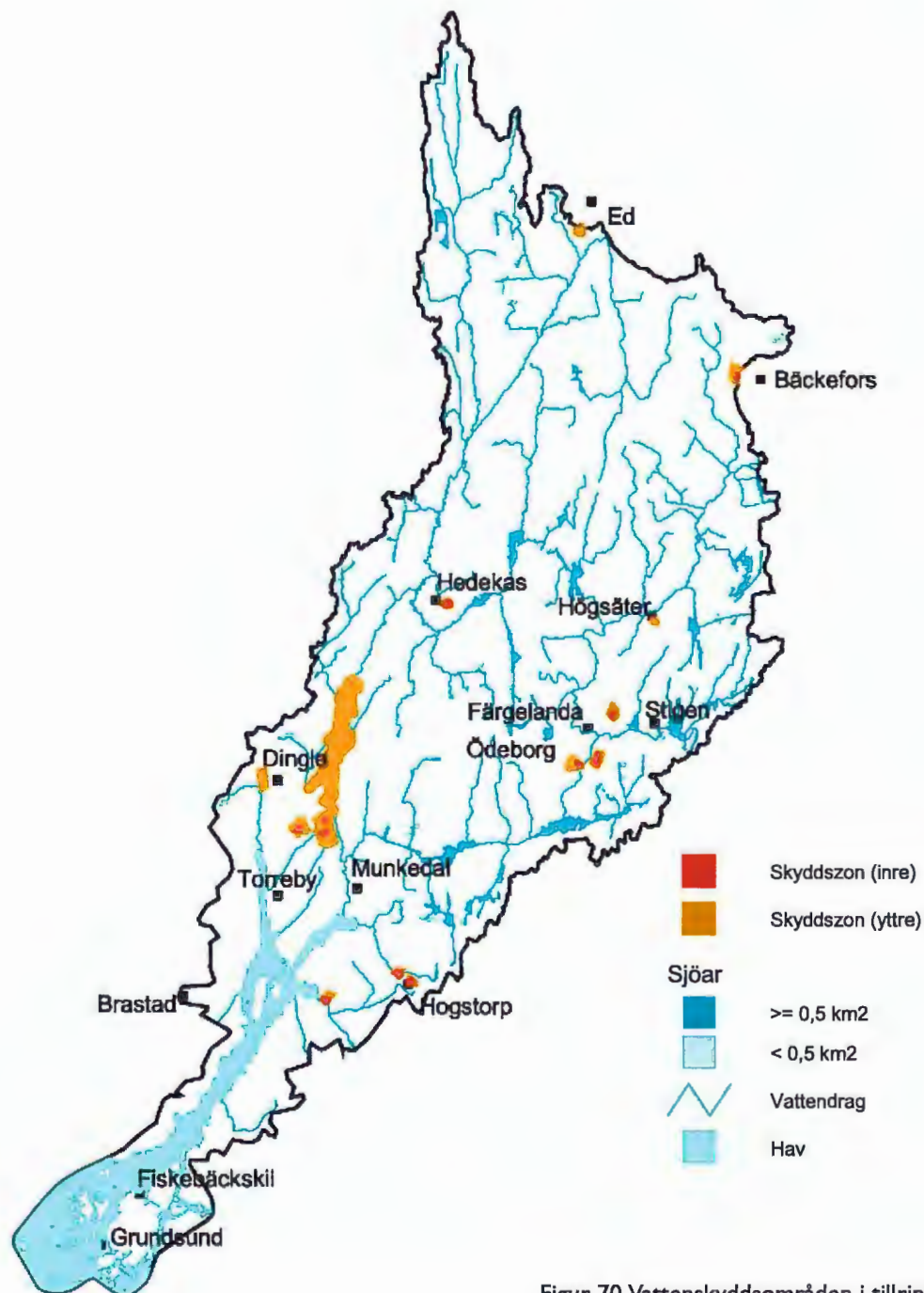
Vattentäkter är viktiga för tillgång till rent vatten. Det finns dock flera hot mot vattentäkter. Några förekommande hot mot vattentäkter kan vara vägsalt, bekämpningsmedel och även saltvatteninträngning vid kustnära vattentäkter. Vattentäkter omfattas av Sveriges miljömål "Levande sjöar och vattendrag" samt "Grundvatten av god kvalitet". De olika vattentäkterna som finns är ytvattentäkt, reservgrundvattentäkt och grundvattentäkt.

Inom Gullmarsns tillrinningsområde finns det 18 grundvattentäkter, en ytvattentäkt och fem reservgrundvattentäkter, se Figur 69. I figuren syns även transportvägarna för farligt gods som går förbi huvuddelen av grundvattentäkterna.



Figur 69. Vattentäkter i tillrinningsområdet.

För att skydda vattentäkter inrättas vattenskyddsområden. I dag saknar dock ca 40 procent av Sveriges vattentäkter skyddsområden. Enligt det tredje delmålet för "Levande sjöar och vattendrag" ska vattenskyddsområden och skyddsområden ha upprättats senast år 2009 för alla allmänna och större enskilda vattentäkter, med större ytvattentäkter avses ytvatten som nyttjas för vattenförsörjning till mer än 50 pers eller distribuerar mer än 10 m³ per dygn. Figur 70 visar var skyddsområdena finns inom Gullmars tillrinningsområde.



Figur 70. Vattenskyddsområden i tillrinningsområdet.

6. Avslutande kommentar

I Vattendirektivet anges att en bakgrundsbeskrivning ska innehålla en ekonomisk analys av området. I Gullmarns tillrinningsområde har det inte gjorts någon sådan, däremot finns ett exempel på hur man tillämpar Naturvårdsverkets råd angående kostnadseffektivitetsanalys för att prioritera mellan olika åtgärdsalternativ.

I och med att karakteriseringen och bakgrundsbeskrivningen är klar har NOLIMP-WFD gått in i nästa fas. I denna fas är samverkan en viktig del och intressenter i området för diskussioner om att bilda ett Vattenråd för Gullmarns tillrinningsområde. Vilka parter som ska ingå i Vattenrådet är ännu inte klart men rådet kommer ha stor betydelse i arbetet med att ta fram åtgärdsprogram och förvaltningsplaner.

Referenser

Litteratur

- Arctic Paper (2004) Miljöredovisning 2003 EMAS s. 9 Munkedal.
- ALcontrol Laboratories (2001) Örekilsälven 1997–99. Dals-Eds, Munkedals, Färgelanda och Lysekils kommuner. Munkedals AB. Länsstyrelsen i Västra Götaland.
- Arneborg, L. (2004) Turnover times for the water above sill level in Gullmar Fjord, Continental Shelf Research 24, s. 443–460, Elsevier Ltd.
- Bekkby, T., Rosenberg R. (2006) Marine habitaters utbredelse – terrengmodellering i Gullmarsfjorden. KMF. Länsstyrelsen 2006:07.
- Bergengren, J., Bergquist, B. (2004) System Aqua 2004 – Del 1. Hierarkisk modell för karakterisering av sjöar och vattendrag. Meddelande Nr. 2004:24. Länsstyrelsen i Jönköpings Län.
- Berglund, B.E. (1979) The deglaciation of Southern Sweden. 13 500 – 10 000 BP. Boreas, Vol. 8, s. 89–118
- Blomqvist, M., (2004) Preliminär bedömning av ekologisk status för makrovegetation och bottenfauna. Hafok AB. Rapport 2004-10-15.
- Bohuskustens vattenvårdsförbund (2004) Årsrapport Hydrografi 2003, Bohuskustens vattenvårdsförbund. Sammanställd av SMHI.
- Bohuskustens vattenvårdsförbund (2002) Resultat från undersökningar av sediment och biologiskt material 2001–2002.
- Boström, C., Baden, S.P., Krause-Jensen, D. (2003) The seagrasses of Scandinavia and the Baltic Sea. I: World Atlas of Seagrasses (Green E.P., Short, F.T.), s. 27–37, UNEP-WCMC, University of California Press, Los Angeles, Berkeley, London.
- Cato, I. (Opubl. 2005) Sedimentological investigations of the Gullmarfjord 2000 – the Water Monitoring Program of Gullmar, and changes during the last 20 years. Geological Survey of Sweden, SGU Rapporter och meddelanden no. 120, 335–365. ISBN 91-7158-702-0, Uppsala.
- CIS 2.4 (2002) Guidance on typology, reference conditions and classification systems for transitional and coastal waters, CIS Working group 2.4 (COAST), Copenhagen.
- Dals-Eds, Munkedals och Färgelanda kommun (2002) Projektredovisning. Projekt Våtmarker och Skyddszoner. Niklassons Tryckeri Mellerud.
- Eriksson, B.K., Johansson, G., Snoeijs, P. (2002) Long-term changes in the macroalgal vegetation of the inner Gullmar Fjord, Swedish Skagerrak coast, Journal of Phycology 38, s.284–296.
- Fiskenämnden i O län (1988) Provfiske med översiktsnät Munkedals kommun sommaren/hösten 1988.
- Fredén, C. (1982) An outline of the marine stage of the Väner basin I. Olausson, E. (Red.) The pleistocene/holocene boundary in south-western Sweden. Sver. Geol. Unders. C 794
- Fölster, J., Sandin, L., Wallin, M. (2004) A suggestion to a typology for Swedish inland surface waters according to the EU Water Framework Directive. Rapport 2004:13 Institutionen för miljöanalys, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

- Gullström, M., Baden, S.P. (Opubl., 2000) Sjögräsängars utbredning halverad i Bohuslän, Länsstyrelsen i Västra Götaland.
- Göransson, E., Wallin, M. (2003) Karaktärisering av sjöar och vattendrag: Manual för indelning i vattentyper, Rapport 2003:22, Institutionen för miljöanalys, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Harlén, A. (Opubl.) EU:s ramdirektiv för vatten – en tillämpning på Gullmarns avrinningsområde. Utkast till förvaltningsplan. Länsstyrelsen i Västra Götaland.
- Håkansson, B., Hansson, M. (Opubl., 2003) Indelning av svenska övergångs- & kustvatten i typer enligt ramdirektivet för vatten. SMHI.
- Johansson, B. T. (1982) Deglaciationen av norra Bohuslän och södra Dalsland, Publ. A 38, Göteborg ISSN 034-2367
- Josefson, A.B. (1981) Effekter av syrebrist och långsiktiga förändringar av bottensediment på den makrobentiska infaunan i Gullmarsfjordens djupbassäng: En preliminär rapport. Rapport till Statens Naturvårdsverk.
- Karlson, B. (2002) Phytoplankton indicator species and harmful algal blooms. Avsnitt 2.2.3, Swedish National Report on Eutrophication. Status in the Kattegat and the Skagerrak OSPAR ASSESSMENT 2002, s. 24–30. SMHI, Göteborg,
- KMF (1999) Syrebrist i havet – dess orsaker och effekter, Havsmiljön Temanummer.
- Kristinebergs Zoologiska Station (1930) Kristinebergs Zoologiska Station 1877–1927, Kungliga Vetenskapsakademien, Uppsala.
- Kvarnstedt, T. (2004) Utformning av vattenskyddsområde för ytvattentäkt – en metodstudie enligt Naturvårdsverkets handbok, Publ. B 413, Göteborg ISSN 1400-3821
- Lindahl, O., Belgrano, A., Davidsson, L., Hernroth, B. (1998) Primary production, climatic oscillations, and physico-chemical processes: the Gullmar Fjord time-series data set (1985–1996). ICES Journal of Marine Science, Vol. 55, s. 723–729
- Lindahl, O. (2002) Primary produktion in the Gullmar fjord. Avsnitt 2.2.2 Swedish National Report on Eutrophication Status in the Kattegat and the Skagerrak OSPAR ASSESSMENT 2002, s. 20–23. SMHI, Göteborg.
- Loberg, B. (1980) Geologi. Material processer och Sveriges berggrund. P A Nordstedt & Söners förlag, s 217–221.
- Länsstyrelsen i Västra Götalands län. Bedömningar av provfisken i 29 sjöar inom Örekilsälvens avrinningsområde. Rapport 2006:03. Håkan Lagesson, examensarbete, Ekologisk zoologi, Göteborgs Universitet.
- Länsstyrelsen i Västra Götalands län. Erfarenheter från Gullmarns tillrinningsområde. Rapport 2006:10
- Länsstyrelsen i Västra Götalands län [1] (2004) Historiska våtmarker – våtmarkers utbredning från 1800-talet och framåt i några avrinningsområden i Västra Götaland.
- Länsstyrelsen i Västra Götalands län [2] (2004) Regional åtgärdsplan för kalkning av sjöar och vattendrag 2003–2007. 110 Örekilsälvens avrinningsområde Västra Götalands Län.
- Länsstyrelsen i Västra Götalands län (Opubl. 1986) Textförslag till informationsbroschyr, Förvaltningsrådet, Länsstyrelsens Arkiv.

- Länsstyrelsen i Älvsborgs län (1989) Sjöar i Älvsborgs Län. Norra delen. Beskrivning och naturvärdesbedömning. Länsstyrelsen Rapport 1989:8.
- Marin Mätteknik AB (Opubl., 2004) Rapport Sjömätning Gullmarsfjorden. Rapport till Länsstyrelsen i Västra Götalands län.
- Molander, A. R. (1964) Gullmarsfjorden. Svenska turistföreningens årsskrift 1964, s. 218–236.
- Naturvårdsverket [1] (1999) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Grundvatten. Rapport 4915. Naturvårdsverkets förlag.
- Naturvårdsverket [2] (1999) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Kust och hav. Rapport 4914. Naturvårdsverket förlag.
- Naturvårdsverket [3] (1999) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Rapport 4913. Naturvårdsverket förlag.
- Naturvårdsverket (2005) Beskrivning, kartläggning och analys av Sveriges vatten – sammanfattande rapport. Rapportering 22 mars 2005 enligt EU:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EG) Ytvatten. Naturvårdsverket. Dnr 721-3909-04.
- Naturvårdsverket (2003) En basbok om Ramdirektivet för vatten. Naturvårdsverket Rapport 5307.
- Nielsen, K., Sømod, B., Ellegaard, C., Krause-Jensen, D. (2003) Assessing Reference Conditions According to the European Water Framework Directive Using Modelling and Analysis of Historical Data: An Example from Randers Fjord, Denmark. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, Vol. 32, Nr. 4, s. 287–294.
- Nilsson, H.C., Rosenberg, R. (2000) Succession in marine benthic habitats and fauna in response to oxygen deficiency: analysed by sediment profile-imaging and by grab samples. *Marine Ecology Progress Series* Vol. 197, s.139–149.
- Nordberg, K., Gustafsson, M., Krantz, A-L. (2000) Decreasing oxygen concentrations in the Gullmar Fjord, Sweden, as confirmed by benthic foraminifera, and the possible association with NAO. *Journal of Marine Systems* 23, s. 303–316.
- Norling, K., Sköld, M. (2002) Biologisk mångfald och fiske i Västra Götaland. ”Hav i balans samt levande kust och skärgård”. Publikation 2002:27. Länsstyrelsen i Västra Götaland.
- Påsse, T. (2003) Strandlinjeförskjutning i norra Bohuslän under holocen. In P. Person (Ed.) *Strandlinjer och vegetationshistoria. Kvartärgeologiska undersökningar inom Kust till kust projektet, 1998-2002.* s. 33-88.
- Rosenberg, R. (1990) Negative oxygen trends in Swedish coastal bottom waters. *Marine Pollution Bulletin*, Vol 21, Nr. 7, s. 335–339.
- Rosenberg, R., Agrenius, S., Hellman, B., Nilsson, H.C., Norling, K. (2002) Recovery of marine benthic habitats and fauna in a Swedish fjord following improved oxygen conditions. *Marine ecology progress series*, vol 234, s. 43–53.
- Rosenberg, R., Nilsson, H.C. (2005) Bottenmiljön i Kattegatt / Öresund och tre fjordar i Skagerrak analyserad genom fotografering av sedimentprofiler (SPI) 2004. *Marine monitoring AB*, ISBN 91-85293-04-0.
- Sahlsten, E., Hansson, M. (Opubl., 2004) Framtagning av nya bedömningsgrunder för kust och hav enligt ramdirektivets krav – Fys-kem faktorer. SMHI

- Samuelsson, K., Edler, L., Hajdu, S., Andersson, A. (Opubl., 2004) Bedömninggrunder för kust och hav enligt EU:s ramdirektiv. Växtplankton. Umeå Universitet, SMHI, Stockholms Universitet, Umeå Marina Forskningscentrum.
- SGU (1998) Serie Ah 13 Engqvist, P. & Müllern, C.-F. Beskrivning till grundvattnet i Västra Götalands län, mellersta delen, fd Älvsborgs län. Uppsala ISBN 91-7158-575-3, 55pp.
- SGU (1999) Serie Ah 12 Engdahl, B., Fogdestam, M. & Engqvist P. Beskrivning till grundvattnet i Västra Götalands län, fd Göteborgs och Bohus län. Uppsala ISBN 91-7158-581-8
- SMHI (2002) Swedish National Report on Eutrophication Status in the Kattegat and the Skagerrak OSPAR ASSESSMENT 2002. SMHI, Göteborg.
- SMHI (2004) Tillståndsklassning av närsalter, klorofyll och plankton för ramdirektivet för vatten. Projekt rapport fastställd 2004-11-26. Även tillhörande kartunderlag: Del 1 Närsalter (N och P) och Del 2 Fytoplankton (biovolym) och klorofyll (klorofyll-a).
- Statens Naturvårdsverk (1978) Gullmarsfjorden och dess nederbördsområde – utredning angående skydd av Gullmarsfjordens marina miljö, bilaga 2, Dnr 203-4072-75
- Svanesson, A. (1984) Hydrography of the Gullmar Fjord. Meddelande från Havsfiskelaboratoriet Lysekil nr 297, Institute of hydrographic research Göteborg series no 23.
- Svensson, J. (Opubl., 2004) Gullmaren i en numerisk, ekologisk modell. Beräkning av "export production" för olika scenarier. Rapport till Länsstyrelsen i Västra Götaland.
- Sverige Nationalatlas – Berg och jord (1994) SGU, Curt Fréden. ISBN 91-87760-27-4
- Söderlund, H. (Opubl. 2004) Miljöföroreningar i Havet – En kort presentation av ämnen som analyseras i Bohuskustens vattenvårdsförbunds undersökningsprogram. Bohuskustens vattenvårdsförbund.
- Thorsson, L., Westberg, E. (2000) Örekilsälven fiskevårdsplan för vandringsfisk; lax, havsöring och ål. Hushållningssällskapet.
- Zakrisson, J. (2005) Fraktionering av kväve för modellering av påverkan i avrinningsområden. IVL rapport.
- Ulen, B. (2002) Svävande lerpartiklar för fosfor till havet. Fakta Jordbruk, nr 6. SLU.
- Vattendirektivet (2000) Europaparlamentets och Rådets direktiv 2000/60/EG, Europeiska gemenskapernas officiella tidning.

Internet

- Kristinebergs Marina Forskningsstation (2004) Havet. www.havet.kmf.kva.se
- Bohuskustens vattenvårdsförbund (2004) Rapporter. www.bvvf.com
- Miljömål (2004) Miljömålen, 15 miljömål, Ingen övergödning. www.miljomal.nu
- NOLIMP-WFD (2005) www.nolimp.org
- Sportfiskarna (2005) www.sportfiskarna-gbg.o.se/havets/wwf.htm

Personlig kommunikation (2004, 2005)

Agrenius, Stefan	Marin Ekologi, Kristinebergs Marina Forskningsstation	stefan.agrenius@kmf.gu.se
Andersson, Jenny	Miljöinspektör Lysekils kommun	jenny.andersson@lysekil.se
Bekkby, Trine	Marin Ekologi, Kristinebergs Marina Forskningsstation	trine.bekkby@niva.no
Bignert, Anders	Gruppen för Miljögiftsforskning, Naturhistoriska Riksmuseet	anders.bignert@nrm.se
Blomqvist, Mats	Hafok AB	mb@hafok.se
Bäckstrand, Andreas	Vattenvårdsenheten, Länsstyrelsen i Västra Götaland	031-605000
Cato, Ingemar	Geofysik och maringeologi, Sveriges Geologiska Undersökning	018-179188
Edler, Lars	SMHI	lars.edler@smhi.se
Gullström, Martin	Marin Ekologi, Kristinebergs Marina Forskningsstation	0523-18543
Hansson, Martin	SMHI Göteborg	031-7518957
Lawett, Ewa	Naturvårdsenheten Länsstyrelsen i Västra Götaland	031-605000
Pettersson, Karin	Naturvårds- och fiskeenheten, Länsstyrelsen i Västra Götaland	031-605000
Rosenberg, Rutger	Kristinebergs Marina Forskningsstation	0523-18529
Skjevik, Ann-Turi	SMHI	ann-turi.skjevik@smhi.se
Svensson, Jan-Erik	Institutionen Ingenjörshögskolan, Högskolan i Borås	jannerik.svensson@hb.se
Svensson, Jonny	Thalassos Computations	jonny.svensson@hem.utfors.se
Winblad, Lars-Åke	Munkedals kommun	0524-18000
Zakrisson, Jessica	Svenska miljöinstitutet, IVL	08-59856369