



# Bedömning av vattenkvalité i Sverige och Tyskland – en jämförande studie i teori och praktik

Examensarbete 20 p.

av

Dörthe Neumann

Institutionen för miljöanalys  
Sveriges Lantbruksuniversitet, SLU  
Box 7050, 750 07 Uppsala

Handledare: Gesa Weyhenmeyer & Mats Wallin

Bedömning av vattenkvalité i Sverige och  
Tyskland – en jämförande  
studie i teori och praktik

ISSN 1403-977X

<b>SAMMANFATTNING</b> .....	<b>2</b>
<b>SUMMARY</b> .....	<b>3</b>
<b>1. INTRODUKTION</b> .....	<b>4</b>
1.1. EU:S MILJÖVÅRDSPOLITIK.....	4
1.2. MÅLSÄTTNING .....	5
<b>2. LITTERATURGRANSKNING</b> .....	<b>6</b>
2.1. MILJÖPROBLEM I SVERIGES VATTENDRAG.....	6
2.2. HISTORISK BAKGRUND AV MILJÖBEDÖMNING I SVERIGE.....	6
2.3. NUVARANDE BEDÖMNING AV VATTENDRAG I SVERIGE .....	7
2.4. MILJÖPROBLEM I TYSKLANDS VATTENDRAG.....	9
2.5. HISTORISK BAKGRUND AV MILJÖBEDÖMNING I TYSKLAND.....	10
2.6. NUVARANDE BEDÖMNING AV VATTENDRAG I TYSKLAND .....	11
2.6.1. <i>Kemisk bedömning</i> .....	11
2.6.1.1. Nationellt och regionalt fastlagda kvalitetsriktvärden.....	11
2.6.1.2. Kemiskt Index (CI).....	12
2.6.2. <i>Biologisk bedömning</i> .....	12
2.7. DISKUSSION .....	14
2.7.1. <i>Vilka skillnader finns mellan det svenska och tyska systemet?</i> .....	14
2.7.2. <i>Varför finns skillnader mellan det svenska och tyska systemet?</i> .....	15
2.7.3. <i>Vilka för- och nackdelar finns med det svenska och tyska systemet?</i> .....	16
<b>3. FALLSTUDIE</b> .....	<b>18</b>
3.1. INTRODUKTION.....	18
3.2. MATERIAL OCH METODER.....	18
3.2.1. <i>Val av parametrar</i> .....	18
3.2.2. <i>Val av vattendrag</i> .....	18
3.2.3. <i>Beskrivning av lokalerna</i> .....	19
<i>Karta 1. Undersökta vattendragsstationer</i> .....	20
3.2.4. <i>Osäkerheter och felkällor</i> .....	20
3.3. RESULTAT .....	21
3.3.1. <i>Bedömning enligt svenska Bedömningsgrunder</i> .....	21
3.3.1.1. Arealspecifik Kväveförlust .....	21
3.3.1.2. Arealspecifik Fosforförlust.....	22
3.3.1.3. pH.....	23
3.3.1.4. Alkalinitet.....	23
3.3.1.5. Syrgas.....	24
3.3.1.6. TOC.....	25
3.3.2. <i>Bedömning enligt tyskt Kemiskt Index</i> .....	26
3.4. DISKUSSION .....	26
3.4.1. <i>Bedömning enligt svenska Bedömningsgrunder</i> .....	26
3.4.2. <i>Bedömning enligt tyskt Kemiskt Index (CI)</i> .....	29
3.4.3. <i>Jämförelse av resultaten</i> .....	30
<b>4. SLUTSATSER</b> .....	<b>31</b>
<b>5. TACK</b> .....	<b>33</b>
<b>6. REFERENSER</b> .....	<b>33</b>
SKRIFTLIGA KÄLLOR.....	33
MUNTLLIGA KÄLLOR.....	34

Bilaga 1	Metodik för kemisk bedömning av vattendrag i Sverige
Bilaga 2	Metodik för biologisk och kemisk bedömning av vattendrag i Tyskland
Bilaga 3	Biological oxygen demand (BOD) - osäkerhetsanalys
Bilaga 4	Transformationsfunktioner för Kemiskt Index (CI)

# SAMMANFATTNING

---

Under de senaste decennierna har vattendrag i Europa utsatts för omfattande mänsklig påverkan vilket har försämrat vattenkvaliteten påtagligt. Det är främst jordbruk och industri som har bidragit till en mer eller mindre stark belastning av vattendragen. För att uppfölja utvecklingen behövs kontinuerlig övervakning och bedömning av tillståndet i miljön. Med hänsyn till att en godtagbar vattenkvalitet eller ”god status” för ytvatten inom EU skall uppnås eller bibehålls krävs en enhetlig bedömning av vattendrag i Europa.

I denna studie jämförs de olika metoderna att bedöma vattenkvalité i vattendrag i Sverige och Tyskland. Enligt undersökningarna framgår att man i Sverige använder sig av ”Bedömningsgrunder för miljö kvalitet” för att bedöma såväl tillstånd som påverkan på miljön. I bedömningen ingår biologiska, kemiska och fysikaliska parametrar. I Tyskland genomförs däremot en samlad biologisk kvalitetsklassificering av vattendrag å ena och en samlad kemisk bedömning å andra sidan. Den biologiska metoden baserar sig på Saprobiesystemet, och bedömning av vattenkemi sker med hjälp av ett kemiskt index liksom fastlagda kvalitetsriktvärden.

Med hjälp av de svenska metoder kan utredas vad som är orsaken till miljöproblemet eftersom parametrarna bedöms var för sig. Det görs dock ingen samlad bedömning av den generella vattenkvaliteten. Den tyska metoden beskriver däremot det generella tillståndet och gör ingen bedömning av de enskilda parametrarna. Orsaken och omfattning av miljöproblemen framgår således inte lika tydligt.

Fallstudien i detta arbete visar att bedömning av vattenkvaliteten i samma vattendrag ger olika resultat vid tillämpning av både den svenska och tyska bedömningsmetoden. Enligt den tyska metoden klassas vattendragen alltid i en lägre tillståndsklass, d.v.s. vattenkvaliteten är bättre. Troligen reflekterar resultaten skillnaderna i fastlagda klassgränser i respektive land. En förklaring till de olika definierade klassgränserna kan vara att tyska vattendrag generellt är mera förorenade och belastade än svenska vattendrag. Bedömningssystemen har således anpassats till naturliga förutsättningar och föroreningssituationen i respektive land.

EU:s ramdirektiv för vatten kräver ett gemensamt bedömningssystem för vattendrag i hela Europa. Om det överhuvudtaget är möjligt att skapa ett sådant system är diskutabelt. Undersökningarna i detta arbete visar på svårigheten att utveckla ett nytt och godtagbart system för alla europeiska länder. Med tanke på de stora skillnaderna mellan nuvarande bedömningssystem i olika länder samt de olika naturgivna förutsättningarna i olika delar av Europa så kommer det att ta tid att utveckla ett sådant system. Ett gemensamt bedömningssystem måste också tillåta vissa regionala anpassningar för att bli trovärdigt och användbart.

# SUMMARY

---

During the last decades increased human activities have had a large impact on water quality of watercourses in Europe. A deterioration of water quality has mainly been caused by agricultural and industrial activities. To keep track of the environmental situation in watercourses continuous supervision and assessment is needed. Achieving a standardized environmentally sustainable water quality within the European Union requires a uniform assessment of watercourses.

To develop a uniform assessment of watercourses within the European Union is the major task. Existing watercourse classification methods within each European country need to be evaluated and compared. As one step of the evaluation procedure, this study investigates and compares watercourse classification methods in Sweden and Germany. In Sweden “Environmental Quality Criteria” are used to classify both current status and human influence. In Germany water quality is assessed by a biological-ecological method based on Saprobiesystem and a complex chemical index as well as defined target values in order to assess water chemistry.

The Swedish method allows to investigate the cause of environmental problems because every parameter is assessed separately. However, no information about the overall water quality can be obtained. In contrast, the German chemical index describes the overall water quality but does not assess single parameters separately. Cause and extent of environmental problems are therefore not explicitly stated.

A case study that was part of this study shows that the German and the Swedish watercourse classification methods give potentially different results if evaluated for the same watercourses. The German method always classifies the watercourses with a lower classification class that stands for a better water quality. The results probably reflect the difference between the methods to set classification scales and class limits used in every country. An explanation of the different classes could be that German watercourses generally are more polluted than Swedish ones. Both different natural conditions and different environmental problems require different assessment methods.

If it will be possible to develop a new and uniform assessment system throughout Europe is debatable. The investigation arrives at the conclusion that it will be difficult to develop one appropriate system for all European countries. Considering both large differences between existing assessment methods in the countries and different natural conditions within Europe it will take a long time to develop an equitable and environmentally sustainable assessment method as it is required within the European Union.

# 1. INTRODUKTION

---

## 1.1. EU:s miljövardspolitik

Sedan 25 år ansvarar den Europeiska miljöbyrån (EEA) för att följa upp effekterna av EU:s miljöpolitik i Europa. Målet är att främja en långsiktig hållbar utveckling och genom konkreta förbättringar hjälpa till att nå signifikanta och mätbara framsteg inom unionen. Hittills kan dock inte några signifikanta förbättringar noteras (Europeiska miljöbyrån 1999). Det finns ett flertal miljöproblem vars utvecklingar fortfarande pekar i fel riktning. Detta gäller särskilt global uppvärmning, ökat utsläpp av emissioner och förorening av mark. Ett av skälen till att framstegen mot målen går så långsamt är att problemen behandlas var för sig. Detta gör att sambanden mellan olika miljöproblem och deras orsaker inte beaktas fullt ut. Det behövs därför ett mer heltäckande tillvägagångssätt i arbetet med bedömning av miljöproblem. Länkar mellan länderna skall skapas vilket bl.a. kan nås med hjälp av politiska styrmedel, sektoriell integration eller internationell miljörapportering.

På Europeiska miljöbyråns konferens "Bridging the Gap" i juni 1998, om nya behov och framtidsutsikter på miljöinformationens område, drogs följande slutsatser:

*" I dag är vissa av de system som används i europeiska länder för att övervaka miljön och samla in data om den både ineffektiva och oekonomiska. De genererar överflödiga data på vissa områden, och kan samtidigt inte ge relevant information i tid på andra områden, där det finns ett starkt politiskt behov både av mer fokuserad information och av enhetlig miljöbedömning och miljörapportering." (Europeiska miljöbyrån 1999).*

Ett bevis på att vissa framsteg mot "systemintegration" i arbetet med miljöproblem redan har gjorts är EU:s ramdirektiv för vatten. Det är ett ramverk för all vattenplanering och vattenvård inom EU och omfattar både yt- och grundvatten. Det övergripande syftet med direktivet är att se till att en "god ekologisk vattenstatus" uppnås eller bibehålls inom unionen. Ramdirektiv för vatten kräver att alla medlemsländer skall ha "bedömningsgrunder för vattenkvalitet" och att de skall vara samordnade för att uppnå vissa miljökvalitetsmål. Alla vatten skall klassas efter hur stor avvikelser är från vattnets "naturliga tillstånd" och inget land skall ha lägre krav på vattenkvaliteten och därmed skapa ekonomiska fördelar (Lindberg 2001). Att nå en enhetlig bedömning av miljön kräver därmed att också bedömningsmetoderna anpassas till varandra. Vissa länders befintliga bedömningsmetoder täcker redan direktivets behov i viss mån ([www.viron.se](http://www.viron.se)). I andra länder kräver direktivet däremot mycket omfattande kompletteringar eller åtminstone utveckling av dagslägets bedömningsmetoder. Det har redan vissa jämförande gjorts studier mellan olika länders metoder att bedöma miljön (Gendebien *et al.* 2000). Hittills har dock inte genomföras en jämförelse mellan bedömningsmetoder av vattendrag tillämpade i Sverige och Tyskland. Av denna anledning och på grund av ett personligt intresse åstadkom detta arbete.

## 1.2. Målsättning

Mot bakgrund av det ökande behovet av internationellt samarbete beträffande vattenvårdsfrågor inom EU försöker denna undersökning ge en överblick över hur den aktuella vattenvården bedrivs i Sverige och Tyskland. För att kunna utvärdera ländernas nuvarande bedömningsmetoder på ett effektivt sätt har respektive bedömningsverktyg jämförts. Därmed ger arbetet möjlighet till beslutsunderlag för framtida vattenvårdsarbete inom unionen.

Syftet med arbetet är att undersöka och jämföra olika bedömningsmetoder med avseende på vattenkvalitet i vattendrag i Sverige och Tyskland. Arbetet går ut på att med två olika moment nå detta mål - en teoretisk litteraturgranskning och ett praktiskt exempel (fallstudie). I litteraturgranskningen ges en överblick över bedömningsmetoderna i respektive land. Därvid tas hänsyn till både historisk bakgrund av miljöbedömning och nuvarande biologiska och kemiska metoder. Den andra delen (fallstudien) syftar till att studera hur resultaten av litteraturgranskningen stämmer med verkligheten. Både svenska och tyska bedömningsmetoder tillämpas således på ett antal vattendrag i Sverige. Undersökningar baserar på förhållanden i svenska vattendrag därför att det fanns erforderliga data tillgängliga. Till skillnad från litteraturgranskningen sker undersökningen i fallstudien dock endast med avseende på vattenkemisk bedömning. En kompletterande undersökning med hänsyn till biologin hade kunnat ge ett bättre resultat, men då datamaterialet om biologiska parametrar i både Sverige och Tyskland inte var tillräckligt har arbetet i stället fokuserats på kemisk bedömning. Bland frågor som studien vill få besvarade återfinns sådana som:

Vilka skillnader finns i sättet att bedöma vattendrag i Sverige och Tyskland?

Varför finns olika bedömningsmetoder?

Erhålls olika resultat efter hantering av datamaterialet och i så fall varför?

Vilka för- och nackdelar medför respektive bedömningsmetod?

## **2. LITTERATURGRANSKNING**

---

### **2.1. Miljöproblem i Sveriges vattendrag**

Under de senaste decennierna har eutrofiering förblivit ett allvarligt problem i många svenska inlands- och kustvatten. Eutrofiering (övergödning) innebär en ökad tillförsel av näringsämnen till sjöar och vattendrag. Till följderna hör ökad produktion och biomassa av växter och djur, ökad grumling av vattnet, ökad syrgasförbrukning genom nedbrytning av organiskt material samt ändrad artsammansättning och artmångfald hos flora och fauna. Den främsta orsaken är den näring (kväve och fosfor) som härrör från jordbruket. Det är i de uppodlade slättbygderna i Syd- och Mellansverige där de mest eutrofierade sjöarna och vattendragen finns. Spridning av kväve sker t.ex. genom kvävehaltig handelsgödsel (konstgödsel) och stallgödsel vilket oftast har kväveläckage till mark, vatten och grundvatten till följd. Halterna av kväve i form av nitrat förekommer oftast i grundvatten där halterna kan bli så höga att det innebär påtagliga hälsoproblem (Naturvårdsverket 1999).

Fosfor förekommer naturligt i marken och dessutom som tillsats i många typer av tvättmedel. Fosfor tillförs till sjöar och vattendrag främst genom hushållens avloppsvatten, liksom från jordbruket. Den eutrofiering som under de senaste decennierna orsakats av människan har emellertid på många håll drastiskt påskyndat processen.

Andra utsläppskällor är avloppsreningsverk och skogsindustrin, i all synnerhet massa- och pappersindustrin. Utsläppens rika innehåll av organiskt material påverkar eutrofieringstillståndet på samma sätt som den intensiva algproduktionen. Vattnets syreinhåll minskas vid nedbrytning av det organiska materialet.

### **2.2. Historisk bakgrund av miljöbedömning i Sverige**

Under 1960-talet var många av Sveriges vattendrag kraftigt förorenade och fiskdöd var vanligt. Det var främst två källor till föroreningar: den undermåliga avloppsreningen och utsläppen från cellulosaindustrin. Nästan alla vattendrag närbelägna vid sådana verksamheter var i princip "döda" (Lindberg 2001). Utsläpp av avloppsvatten bidrog också till eutrofiering i de stora sjöarna. Miljöfrågan började då ses som ett allvarligt problem. Med anledning av att en myndighet behövdes som tog ansvar för miljön grundades Statens Naturvårdsverk (SNV) 1967. Ett resultat av oron över det påtagligt dåliga tillståndet av svenska vatten gjorde att SNV:s första mål syftade till att utveckla mall för bedömning av vattenkvalitet. År 1969 publicerades rapporten "Bedömning av svenska ytvatten". Därefter utvecklades bedömningsgrunder i en mycket omfattande och komplex process, men ändå dröjde det mer än 20 år tills de officiellt accepterades och godkändes av SNV år 1990. Samma år utkom



Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. 1999 kom den nya serien med ytterligare fem rapporter som fick samlingsnamnet "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet" (BG). De finns numera för följande naturtyper: grundvatten, kust och hav, odlingslandskapet, kulturlandskapet och förorenade områden (SNV rapport 4913-18). Varje rapport innehåller bedömningsmallar för ett urval biologiska, kemiska och fysikaliska parametrar. Dessa motsvarar hotbilder som finns inom det område rapporten behandlar. Bakom rapporterna ligger fem års samarbete mellan experter från universitet, länsstyrelser, kommuner, vattenvårdsförbund m.m.

### **2.3. Nuvarande bedömning av vattendrag i Sverige**

Med BG har man skapat ett verktyg som ger underlag för miljöplanering för landets län och kommuner. De kan betraktas som en länk mellan miljöundersökningar och miljömål. BG syftar till att på vetenskaplig grund men ändå på enkelt sätt möjliggörs tolkning och utvärdering av biologiska, kemiska och fysikaliska parametrar i respektive naturtyp. Parametrar som i regel bör ingå i vattendragsbedömning redovisas nedan i figur 1.

Bedömningen av miljö kvaliteten görs på ett likartat sätt för alla naturtyper och parametrar, och består oftast av två delar. Dels görs en bedömning av tillståndet, oftast baserad på effekter på omgivande ekosystem eller människors hälsa, dels en bedömning av graden av mänsklig påverkan, d.v.s. hur mycket nuvarande tillstånd avviker från ett "naturligt" tillstånd. I det senare fallet baseras bedömningen på speciellt framtagna jämförvärden som mer eller mindre väl representerar ett tillstånd utan eller med begränsad mänsklig påverkan.

Tillståndsbedömning görs i en skala med klasser mellan 1 och 5. Klass 1 beskriver ett tillstånd där inga kända negativa effekter föreligger på miljö och hälsa och klass 5 utgör ett tillstånd som medför allvarliga negativa effekter på miljö och hälsa. De andra klasserna beskriver successivt tillstånd emellan nämnda klasser. Samma klassindelning finns för bedömning av avvikelse från jämförvärden där skalan begränsas av klasser som motsvarar ingen eller obetydlig avvikelse respektive extrem avvikelse. Alla klasser kan också åskådliggöras med hjälp av en färgskala.

	<b>Parametrar</b>	<b>Miljöhot</b>
<b>Kemi</b>	Arealspecifik totalkväveförlust Arealspecifik totalfosforförlust Syrgashalt, TOC, COD pH, alkalinitet, ANC, Al Metaller i vatten, fisk, mossa	Näringsämnen/eutrofiering Näringsämnen/eutrofiering Syrgastbrist Surhet/försurning Metallpåverkan
<b>Biologi</b>	Påväxtalger, kiselalger Bottenfauna Fisk	Förändring av organismensamhället Org. belastning/eutrofiering/försurning Förändring av organismsamhället
<b>Fysik</b>	Absorbans Vattenfärg Grumlighet	

**Figur 1.** Översikt av parametrar som ingår i bedömning av vattendrag samt miljöhot vilka de indikerar. Sammanställningen baserar på Naturvårdsverkets rapport 4913 Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - sjöar och vattendrag.

I denna undersökningen studeras sex kemiska parametrar närmare. De ingår i beräkningarna i en fallstudie (se kapitel 3). Dessa är arealspecifik fosfor- och kväveförlust, syrgashalt, TOC, pH och alkalinitet. Parametrarnas betydelse som miljöindikator beskrivs nedan. Respektive metodik som ligger till grund för parametrarnas bedömning, d.v.s. provtagning, klassindelning och jämförvärde, redovisas i bilaga 1.

#### *Arealspecifik fosfor- och kväveförlust*

Halter av näringsämnena fosfor och kväve i vattendrag anges som arealspecifika förluster vilka på ett tydligt sätt återspeglar effekterna av mänskliga aktiviteter i hela avrinningsområdet. Fosfor- och kväveförluster ger dessutom ett indirekt mått på produktionsförutsättningarna för vattnets växt- och djursamhällen.

#### *Syrgashalt och TOC*

Syrgashalten i vattendrag ger information om produktionsförhållanden och vattnets organisk belastning. Syrgasförhållandena är avgörande för respirations- och andra mikrobiella processer i ekosystemet liksom för den biologiska strukturen. För låga halter kan framkalla kritiska förhållanden för vattnets organismer. Stora naturliga variationer kan förekommer under årets lopp vilket gör att enstaka mätningar kan ge en missvisande bild av syretillståndet. Förekomsten av syretärande ämnen bör därför också beaktas. Att mäta den totala mängden organiskt kol (TOC) är ett pålitligt sätt få ytterligare information om risken att låga syrgashalter skall uppträda.

### *Alkalinitet och pH*

Alkalinitet och pH-värde är ett mått på surhetstillstånd och försurning. Alkalinitet kan dessutom beskrivas som ett mått för buffertkapacitet, d.v.s. förmåga att neutralisera tillskott av sura ämnen. Det är främst koncentration av vätekarbonat och karbonat i vatten som bestämmer alkaliniteten (alkalinitet =  $\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-} + \text{OH}^-$ ). Ju lägre alkaliniteten desto mindre tillskott av sura ämnen tål vattnet och desto större blir effekterna på vattnets surhet. Det är just denna fördel med buffertkapaciteten som gör att i första hand alkalinitet och i andra hand pH-värde användes som ett mått på surhet och försurning i bedömningsgrunderna (Wilander 1999). Bedömning av endast pH-värde är således inte tillräcklig för att bedöma vattnets surhet utan andra indikatorer som t.ex. alkalinitet också bör alltid beaktas.

## **2.4. Miljöproblem i Tysklands vattendrag**

I de senaste decennierna har tyska vattendrag blivit mycket förorenade framför allt av industriella verksamheter. Detta hade till följd att vattenkvaliteten har försämrats märkligt. Situationen har dock klart förbättrats de senaste åren även om halter av vissa föroreningar fortfarande är relativt höga. I tabell 1 redovisas hur vattnets förorening med näringsämne som fosfor, orto-fosfat och ammonium har minskat mellan 1985-94. Den totala fosforkoncentrationen i tyska vattendrag har märkbart minskats. Denna trend visade sig i Rhen och Weser sedan 1986 ([www.umwelt-deutschland.de](http://www.umwelt-deutschland.de)). Innan dess var t.ex. Rhen kritiskt belastad till starkt förorenad, men sedan 1994 kunde floden för första gången och på alla mätstationer klassas som ringa belastad. Även i östra Tyskland har vattenkvaliteten blivit mycket bättre jämfört med 1990. Floden Elbe var innan dess delvis mycket starkt förorenad och delvis ekologiskt förstörd. Idag har flodens mest förorenade delar i sydöstra Tyskland ett tillstånd som på en 7-gradig skala är upp till 4 klasser bättre än innan 1990. Allmänt nåddes dessa framsteg bl.a. genom:

- en förbättrad avloppshantering i tätorterna och industrin
- användning av fosfatfria tvättmedel
- ombyggnad och nedläggning av gamla industrianläggningar i östra Tyskland

Ändå uppnåddes målet (att ha en ringa belastning i vattendragen) bara i 18% av de 151 mätstationerna. Dessa mätstationer låg i några obelastade områden och i de sydtyska områden där hög avrinning späder ut fosforkoncentrationerna.

Ammoniakbelastning har betydligt minskat i Weser under 80-talet, medan oförändrade förhållanden kunde observeras i Rhen, Donau och Oder. Fram till 1990 var Elbe den mest förorenade floden i Tyskland. De senaste åren märktes dock en tydlig nedgång i  $\text{NH}_3$ -koncentrationer i hela avrinningsområdet vilket kan hänföras till nedläggning respektive ombyggnad av dåvarande jordbruksanläggningar.

Nitratbelastningen har inte förändrats väsentligt under perioden 1982-96. Mycket ringa koncentrationer förekommer dock t.ex. i södra Tyskland (Alpenvorland) med hög avrinning. Angående den totala  $\text{NO}_3$ -belastningen noterades en ringa belastning endast vid ca. 14% av mätstationerna.

**Tabell 1.** Exempel på närsalthalter i de stora vattendragen i Tyskland (medelvärden) (www.umweltbundesamt.de, rapport: Daten zur Umwelt Ausgabe 1997)

Vattendrag	Total-fosfor [mg/l]			Orto-fosfat-P [mg/l]			Ammonium-N [mg/l]			Avrinning [m <sup>3</sup> /s]		
	1985	1990	1994	1985	1990	1994	1985	1990	1994	1985	1990	1994
Elbe	0,78	0,71	0,26	0,25	0,19	0,08	3,60	1,50	0,20	558	447	884
Donau	0,21	0,13	0,09	0,14	0,06	0,04	0,20	0,20	0,10	1330	1240	
Oder	0,45	0,56	0,17	0,21	0,18	0,09	1,20	0,80	0,20	504	291	
Rhen	0,48	0,22	0,13	0,35	0,11	0,08	0,50	0,20	0,20	1990	1930	2650
Weser	0,80	0,40	0,20	0,30	0,19	0,06	0,40	0,20	0,10	275	259	517

## 2.5. Historisk bakgrund av miljöbedömning i Tyskland

Utvecklingen av ansatser för biologisk vattenbedömning påbörjades redan i mitten på 1800-talet, då botanikern F. Cohn skrev en publikation "Om levande organismer i dricksvatten" (1853). Anledningen för hans undersökningar var en koleraepidemi som orsakades av bristande dricksvattenbehandling (Doetsch 1987). I början av seklet utarbetade Kolkwitz och Marsson det första omfattande systemet för en biologisk bedömning av vattnets så kallade renhetsgrad. I dessa första och även i senare tillkommande bedömningsmetoder togs ingen hänsyn till kemiska och fysikaliska kriterier eftersom vattnet i regel inte var så starkt förorenat. En biologisk analys ansågs därför vara tillräcklig för att beskriva vattentillståndet. Först med ökande antropogen belastning av ytvatten vid slutet av 60-talet blev det nödvändigt att utveckla de första bedömningsmetoderna med avseende på vattenkemi.

Beträffande ytvatten i Tyskland är LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft – Wasser) den högsta nationella myndigheten. Den bildades som en sammanslutning av delstaternas regeringar vilka är ansvariga för vattenresurser och vattenlagstiftning. LAWA grundades 1956 och har bl.a. följande uppgifter:

- insamling och regelbunden publicering av miljödata
- miljöforskning inom ramen för förbundsministeriet för miljö, naturskydd och reaktorsäkerhet (Bundesumweltministerium, BMU)
- uppföljning av lagar, t.ex. naturskyddslag, bensin-bly-lag

För att nå dessa mål inrättade LAWA sex utskott som jobbar inom olika temaområden som t.ex. vattenrätt, vatten- och havsskydd samt kommunal- och industriavloppsvatten.

## 2.6. Nuvarande bedömning av vattendrag i Tyskland

### 2.6.1. Kemisk bedömning

#### 2.6.1.1. Nationellt och regionalt fastlagda kvalitetsriktvärden

På LAWA:s 151 mätstationer, vilka är fördelade i sjöar och vattendrag över hela Tyskland, mäts rutinmässigt upp till 350 kemiska ämnen minst en gång i månaden (bilaga 2).

År 1989 utformade LAWA och BMU ett koncept till skydd mot farliga ämnen i ytvatten enligt vilket åtgärdsrelaterade kvalitetsriktvärden (på tyska: Zielvorgaben) för speciella skydds- respektive användningsområden upprättades (LAWA 1998). Dessa är följande: akvatiskt liv, dricksvattenförsörjning, yrkes- och sportfiske såväl som suspenderade ämnen och sediment. Syftet med riktvärdena är att kunna bedöma effekterna av farliga ämnen i vatten och att garantera att respektive skyddsområden inte utsatts för risken att bli negativt påverkade. Riktvärden finns för industrikemikalier, tungmetaller och näringsämnen. På så sätt kan den kemiska vattenbedömningen när det gäller farliga ämnen betraktas som heltäckande och enhetlig i hela Tyskland.

Baserande på de nationellt giltiga riktvärdena för farliga ämnen har varje delstat var för sig dessutom skapat specifika bedömningsmallar för andra ämnesgrupper. Beroende på hur nära riktvärdet den aktuella koncentrationen ligger, bedöms ämnen med respektive klass på en 7-gradig skala vilken består av 4 huvud- och 3 mellanklasser (tabell 2). För naturligt förekommande ämnen som tungmetaller och näringsämnen återspeglar klass I bakgrundsvärdet och klass II riktvärdet i respektive skyddsområde (bilaga 2). Riktvärden för näringsämnen bedöms i varje delstat för sig efter olika metoder med hänsyn till skydds- och användningsområdena och vattenskyddskriterier (grundvattenskydd, korrosionsskydd m m). Vattnets belastning redovisas regelbundet i en karta som publiceras av LAWA.

**Tabell 2.** Klassindelning och beskrivning av kvalitetsriktvärden (LAWA 1998).

Klass	Fördelning av kvalitetsriktvärden	Beskrivning
klass I	naturligt bakgrundsvärde resp. "0" för industrikemikalier	ingen mänsklig påverkan
klass I-II	0,5 · riktvärde	obetydlig påverkan
klass II	<b>RIKTVÄRDE</b>	måttlig påverkan
klass II-III	2 · riktvärde	tydlig påverkan
klass III	4 · riktvärde	höjd påverkan
klass III-IV	8 · riktvärde	hög påverkan
klass IV	> 8 · riktvärde	mycket hög påverkan

### 2.6.1.2. Kemiskt Index (CI)

Delstat Bayern i södra Tyskland är en av delstaterna där bedömningmetoderna inom miljöövervakningen och miljöskydd är mest utvecklade och mest progressiva. Det är det enda delstat som utom riktvärden tillämpar ett kemiskt index (på tyska: Chemischer Index, CI). Metoden upprättades av den tyske kemisten Erwin Bach och tillämpas i Bayern sedan 1979/80. Detta är ett multiplikativt och viktat vattenkvalitetsindex som kombinerar fysikaliska och kemiska egenskaper för att beskriva syrgastillstånd och näringsbelastning i vattendrag (Bach 1986). Indexet är ett mått på allmän vattenkvalité i form av ett dimensionslöst tal på en skala mellan 0 och 100. I det kemiska indexet kombineras 8 variabler som beskriver vattnets beskaffenhet: syrgasmättnad, BOD<sub>5</sub> (biokemisk syrgasförbrukning inom 5 dygn), vattentemperatur, ammonium, nitrat, orto-fosfat, pH-värde och elektrisk ledningsförmåga. Beskrivning av CI, provtagningsmetodik, klassindelning samt jämförvärde redovisas i bilaga 2.

CI beräknas med följande formel (Bach 1986):

$$CI = \prod q_i^{w_i} = q_1^{w_1} \cdot q_2^{w_2} \cdot \dots \cdot q_n^{w_n}$$

CI: indexvärde

$q_i$  : subindex

$w_i$ : viktning av parameter

Subindex  $q_i$  bestäms enligt transformationsfunktioner vilka motsvarar erfarenhetsvärden från litteratur, undersökningar, tillfrågande av specialister, forskare och är anpassat till vattnets egenskaper (Bach 1986). Diagram med respektive transformationsfunktion redovisas i bilaga 4. Viktning av parametrarna skedde enligt undersökningar i Rhen och dess biflod Main som ligger i Bayern (Erwin Bach, muntligt) (se tabell 3.)

**Tabell 3.** Parametrar, respektive viktning och enhet av Kemiskt Index (Bach 1986).

Parameter	Viktning	Enhet
Syrgasmättnad	0,20	%
BOD <sub>5</sub>	0,20	mg/l
Ammonium (NH <sub>4</sub> )	0,15	mg/l
Nitrat (NO <sub>3</sub> )	0,10	mg/l
Orto-fosfat (PO <sub>4</sub> )	0,10	mg/l
pH	0,10	-
Vattentemperatur	0,08	°C
Elektrisk ledningsförmåga	0,07	µS/cm
n = 8	= 1,00	

### 2.6.2. Biologisk bedömning

För bedömning av den biologiska vattenkvalitén används en biologisk-ekologisk undersökningsmetod som baseras på Saprobiesystemet. Denna metod är officiellt godkänd av Umweltbundesamt och är den enda metod som tillämpas på samma sätt i alla delstater i Tyskland. Andra indikationssystemer är under utveckling i Tyskland

och ej tillämpade än, såsom Rhithrontypie-index RTI, Rhithrontypie-index med matrix RTI\_matrix och Benthosindex BI (LAWA 1996).

Med Saprobiesystemet kan vattnets grad av organisk förorening beskrivas. Organiska ämnen bryts ner av mikroorganismer under förbrukning av syrgas. Föroreningarnas grad och effekter på fauna återspeglas i en förändrad mängd- och artsammansättning. Det finns ca. 160 makro- och 90 mikroorganismer som är sammanfattade som indikatororganismer i en lista som kallas för DIN 38410 (tyskt institut för normerna). I indikatorlistan ges arterna ett indikatorvärde, ett s.k. Saprobievärde, enligt deras förekomst i olika kraftigt förorenade vatten. Dessutom viktas arterna efter hur starkt organismerna reagerar på miljöförändringar. Viktning har skett enligt erfarenheter och rundfrågning av experter, gamla undersökningar etc. Saprobieindex beräknas enligt följande formel (<http://home.knuut.de/juergen.gaul/gewaesser.htm>):

$$SI = \sum s_i \cdot h_i \cdot g_i / \sum h_i \cdot g_i$$

$s_i$  : Saprobie-värde (enligt DIN-lista)

$g_i$  : indikatorvikt (enligt DIN-lista)

$h_i$  : förekomst av art i, värden ligger mellan 1 (enskild individ) och 7 (massförekomst)

Saprobievärdet klassas liksom vattenkemiska analyser i en 7-gradig bedömningskala. Det övergripande målet är att bibehålla klass I och att nå åtminstone klass II i alla vattendrag. På så sätt kan man tolka klass II som jämför- eller riktvärde. Orsaken till att man "bara" försöker nå klass II kan förklaras med ämnens kemiska egenskaper. Har ett vattendrag en gång blivit förorenat med organiska ämnen är det svårt att nå klass I igen vilket betyder inga respektive väldigt få spår av organiska ämnen eller bättre ingen/obetydlig påverkan. Även om inga föroreningar skulle tillföras längre skulle en högre klass än klass II inte kunnat nå eftersom lösta näringsämnen återstår i vattnet.

När bedömning av indikatorarterna försvåras eller när ett beräknat Saprobievärde ligger nära en klassgräns kompletteras de biologiska parametrarna med hydromorfologiska och kemiska egenskaper (LAWA 1996)(tabell 4). Dessa parametrar är t.ex. analys av vattendragets geomorfologi, sedimenttyp, grumlighet eller strömningsförhållanden. De kompletterande kemiska parametrarna som tas hänsyn till är BOD<sub>5</sub>, NH<sub>4</sub> och O<sub>2</sub> vilka ger ett indirekt mått på organisk förorening. Statistiska undersökningar om negativt påverkande kemiska ämnen och biologisk vattenkvalité har visat att det finns ett samband mellan koncentration av föroreningar och bedömningsklasser (LAWA 1996).

LAWA publicerar vattenkvalitetskarter (på tyska: Gewässergütekarten) vart 5:e år där vattnets tillstånd redovisas på alla mätstationer. För västra Tyskland har dessa karter upprättats 1976, 1980, 1985 och 1990 och för hela Tyskland publicerades de 1991 och 1995.

**Tabell 4.** Saprobie-index och kompletterande kemiska parametrar BOD<sub>5</sub>, NH<sub>4</sub>, O<sub>2</sub> (www.bayern.de/wwa-ho/wa\_wi/gew\_guet/gew\_krit.htm)

Klass	Saprobie-värde	Kemiska parametrar		
		BOD <sub>5</sub> [mg/l]	NH <sub>4</sub> [mg/l]	O <sub>2</sub> [mg/l]
klass I	1 - < 1,5	1	spår	> 8
klass I-II	1,5 - < 1,8	1-2	kring 0,1	> 8
klass II	1,8 - < 2,3	2-6	> 0,3	> 6
klass II-III	2,3 - < 2,7	5-10	> 0,5	> 4
klass III	2,7 - < 3,2	7-13	>> 0,5	> 2
klass III-IV	3,2 - < 3,5	10-20	flera mg/l	< 2
klass IV	3,5 - 4,0	>15	flera mg/l	< 2

## 2.7. Diskussion

### 2.7.1. Vilka skillnader finns mellan det svenska och tyska systemet?

När det gäller bedömning av vattendrag har det i Sverige utvecklats mallar som kallas för Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. De finns för grundvatten, sjöar och vattendrag samt kust och hav (Naturvårdsverket 1999). I Tyskland har man motsvarande bedömningsmallar för "vatten" däremot indelat i speciella skydds- och användningsområden med syfte på att skydda ytvattnet (LAWA 1996). Områdena är akvatiskt liv, dricksvattenförsörjning, yrkes- och sportfiske såväl som suspenderade ämnen och sediment.

De svenska Bedömningsgrunderna för sjöar och vattendrag innehåller ett visst antal kemiska, biologiska och fysikaliska parametrar som bedöms var och en för sig. I Tyskland finns ingen sådan uppdelning. I stället för att undersöka olika biologiska, kemiska och fysikaliska parametrar enskilt genomförs en samlad biologisk kvalitetsklassificering av vattendrag å ena sidan och en samlad kemisk bedömning å andra sidan. Bägge dessa tyska metoder ger en generell bild över vattnets tillstånd med avseende på biologi respektive kemi. Beträffande biologin används en biologisk-ekologisk metod som baserar sig på Saprobiesystemet. En kemisk bedömning görs utifrån beräkning av ett Kemiskt Index liksom nationellt och regionalt fastlagda riktvärden. I princip kan riktvärdena jämföras med de svenska jämförvärdena eftersom de bedöma huruvida en viss koncentration avviker från ett förväntat värde. Andra undersökningar har också utvecklats med avseende på vattendrags försurning och eutrofiering eller bedömning av vattnets förorening med t.ex. tungmetaller eller bekämpningsmedel (LAWA 1996). Dessutom finns metoder som inte är tillämpade än.

De svenska Bedömningsgrunderna innehåller skalor där gränsvärden upprättats för att sätta klassgränser. Dessa skalor bedömer både tillståndet i miljön och graden av mänsklig påverkan. För att bedöma påverkan använder man sig av ett jämförvärde som skall representera det naturliga tillståndet. Avvikelsen av det uppmätta värdet från jämförvärdet är den mänskliga påverkan. I Tyskland finns ingen sådan bedömning av påverkan. Än så länge klassas endast tillstånd av miljön. Ovannämnda kvalitetsriktvärden kan dock anses motsvara jämförvärdena. Riktvärdena definieras



som klass 2 i respektive bedömningskala. Målet är att bibehålla eller uppnå denna klass.

En annan skillnad mellan systemen är parametrarna som ingår i den kemiska vattenundersökningen. Förutom att olika parametrar används klassas de i 5 klasser i Sverige medan klassningen i Tyskland sker enligt ett 7-gradigt system bestående av 4 huvud- och 3 mellanklasser.

### **2.7.2. Varför finns skillnader mellan det svenska och tyska systemet?**

För att svara på frågan är det nödvändigt att gå lite längre tillbaka i tiden och undersöka bakgrunden till utvecklingen av respektive metod. Miljötillstånd i Sverige hade påtagligt försämrats under 1960-talet. Befolkningen började oroa sig över förorening av sjöar och vattendrag och luftföroreningar på grund av industriemissioner. 1970-talets miljöarbete kunde således beskrivas som "storstädning" vilket innebar att industrin skulle rena alla utsläpp genom tillämpning av den bästa möjliga tekniken (BAT) (Lindberg 2001). BAT betraktades som den mest lämpliga och kostnadseffektiva metoden med avseende på att kontrollera föroreningar. Det dröjde mer än 20 år innan Naturvårdsverket officiellt godkände BG år 1990. Det hade gjorts ändringar i BG sedan 1969 och det har lagts mycket arbete på att skapa påtagliga förändringar inom miljöpolitiken. Två faktorer vägde dock tungt när BG accepterades. Den första var att den gradvisa förbättringen av miljön i Sverige hade bidragit till att man måste ha ett verktyg som kunde bedöma diffusa utsläpp. Den andra var förändringen från ett centralt, detaljstyrt miljöarbete till ett mer decentraliserat målstyrt miljöarbete (Lindberg 2001). Som sammanfattning kan man sålunda säga att bedömningsgrunderna initialt inte accepterades på grund av att åtgärder alltid ansågs motiverande oavsett miljötillståndet. Snarare kan BG anses som det mest objektiva systemet, baserat på dagens kunskap men med möjlighet till förbättring. Deras betydelse i miljövärden beror på att de är granskade och accepterade av centrala myndigheter.

Hur jämförelsevis tyska bedömningsmetoder åstadkoms och varför de idag anses som lämpligast kan förklaras utifrån ett helt annat perspektiv. Först och främst skulle, precis som i Sverige, vattentillståndet undersökas. Skillnaden är dock att vattnets användning också spelar en central roll. Därvid menas både antropogen användning (uttag, utsläpp och övrig användning som t.ex. energiproduktion, inlandssjöfart, fiskeri och rekreation) och naturlig funktion av vattnet (habitat av flora och fauna, ekologisk betydelse, grundvattenförnyelse, högvattenretention, mm). Målet var och är att nå eller bibehålla en viss koncentration av ämnen som påverkar vattenkvalité negativt. Av denna anledningen upprättades riktvärden för 28 industrikemikalier och 7 tungmetaller inom följande områden: akvatiskt liv, dricksvattenförsörjning, yrkes- och sportfiske såväl som suspenderade ämne (LAWA 1998). Riktvärden jämförs med aktuella miljöövervakningsdata i alla delstater och eventuellt överskridandet granskas med avseende på att vidta åtgärder.

En annan förklaring till utveckling och tillämpning av de ovannämnda tyska bedömningsmetoderna är föroreningen av vattendrag. De tyska vattendragen utsatts för mycket större mänsklig påverkan än de vattendrag som finns i Sverige. Detta beror inte minst på en större befolkningstäthet vilket gör att mer föroreningar tillförs t.ex. via

avloppsvatten, utan det är snarare industriernas och jordbrukets verksamheter som står för föroreningar (se kapitel 2.4.). Inlandssjöfart på de större vattendragen som Rhen eller Elbe bidrar också till vattnets belastning med förorenande ämne. Med hjälp av Saprobiesystemet är det dock möjligt att både kvalitativt och kvantitativt beskriva vattnets grad av organisk förorening. På så sätt kan ekologiska konsekvenser bedömas och åtgärder inledas (LAWA 1996). De nationellt och regionalt fastlagda kvalitetsriktvärdena är däremot ett bra verktyg för att övervaka utsläpp av farliga ämnen som t.ex. industrikemikalier eller tungmetaller (LAWA 1998). I och med vattenkvalitetsindexet CI kombineras kemiska och fysikaliska egenskaper för att beskriva syrgastillstånd och näringsbelastning av vattendrag (LAWA 1998).

### **2.7.3. Vilka för- och nackdelar finns med det svenska och tyska systemet?**

#### *Svenska systemet - fördelar*

En av fördelarna med BG är att de möjliggör undersökning av naturens aktuella tillståndet och uppskattning av graden av mänsklig påverkan. Man vet vad som är orsaken till miljöproblem därför att varje parameter bedöms var och en för sig. Bedömning sker på vetenskaplig grund men ändå på ett enkelt sätt så att även icke-expertter kan tolka och utvärdera miljödata. Inom den svenska miljövärden utgör Bedömningsgrunder en bra länk mellan miljöövervakning och miljömål. Man får en överblick som underlättar prioritering mellan mål och miljöproblem.

#### *Svenska systemet - nackdelar*

En av de största osäkerheterna är om korrekta bedömningar utifrån miljöövervakningsdata överhuvudtaget kan göras. Det finns stora naturliga variationer vilka också visas i miljöövervakningsdata. Att ta hänsyn till alla dessa variationer på ett tillförlitligt sätt kan anses vara nästan omöjligt. En annan kritik mot BG är alla standardiseringar och förenklingar som är nödvändiga att göra på grund av miljöns variationsrikedom. Men om de skall tillämpas och användas av icke-expertter krävs generaliseringen för att minska vetenskapliga detaljer. Ytterligare en svårighet framträder i problematiken kring jämförvärde när man skall beskriva graden av antropogen påverkan. Enligt Naturvårdsverket representerar ett jämförvärde ett naturligt tillstånd utan mänsklig påverkan (Naturvårdsverket 1999), men vad är "naturligt"? Finns det överhuvudtaget något område som fortfarande är helt naturligt och opåverkat? Samma fråga kan ställas i diskussionen om bakgrundsvärde som ibland används som jämförvärde. Hur pass pålitliga är historiska uppgifter och modellberäkningar med avseende på t.ex. ämneskoncentrationer? Det krävs utveckling av metoderna och expertkunskap för att lösa dessa problem och svårigheter. Nuvarande metoder behövs revideras kontinuerligt med ny kunskap.

#### *Tyska systemet - fördelar*

Den enda i hela Tyskland tillämpade metoden för att bedöma vattenkvalité är den biologiska undersökningen baserad på Saprobiesystemet. Fördelen med en biologisk vattenanalys är att redan en undersökning är tillräcklig för att få en allmän överblick över vattnets beskaffenhet eftersom djur- och växtarter anpassar sig långsiktigt till miljöförhållandena. Kemiska analyser kräver däremot fler prov på grund

av större variation i tid och rum. En biologisk undersökning ger därmed uppgifter för en längre tidsperiod varför provtagning endast behöver genomföras vid några få tillfällen under flera år, vanligen vart femte år i Tyskland (Bayrisches Landesamt für Wasserwirtschaft 1991). Att mäta med så pass långa mellanrum kan dock medföra att miljöproblem upptäcks ganska sent. För att undvika risken att akuta störningar upptäcks för sent kan biologiska undersökningar kompletteras med kemiska analyser. Ett biologiskt vattenprov är också lättare att hantera och analysera än kemiska prov, samt att det är ekonomiskt billigare. Har man den behöriga faunistiska artkännedomen blir det med hjälp av artlistor enkelt att analysera vattenprov.

#### *Tyska systemet - nackdelar*

Däremot visar en biologisk undersökning inte vilken typ av föroreningar vattnet innehåller. Föroreningar kan inte heller kvantitativt uppskattas. Därför kompletteras biologiska parametrar med de kemiska parametrarna BOD<sub>5</sub>, NH<sub>4</sub> och O<sub>2</sub> (LAWA 1996). På så sätt kan organiska föroreningars förekomst och spridning kartläggas och riktade åtgärder vidtas. Som en allmän nackdel kan nämnas att biologiska metoder endast gäller för de vattenområden där de utvecklades. Hänsyn bör tas till att olika arter naturligt förekommer i olika regioner och typer av vattendrag. Indikatorlistor behöver därför vara detaljerade eller regionsspecifika. Kritik kan också riktas mot indikatorvikt  $g_i$  (se formel Saprobieindex under 2.6.2.) vilken visar hur kraftigt en organism reagerar på förändringar av vattenkvalitén. I regel baseras denna viktningsfaktor endast på mer eller mindre subjektiva uppskattningar av några experter (Doetsch 1987). Det samma gäller för kvalitetsriktvärdena.

## 3. FALLSTUDIE

---

### 3.1. Introduktion

I denna fallstudie har studerats huruvida resultaten av litteraturgranskningen är praktiskt användbara. Idén var att med hjälp av befintliga data tillämpa både svenska och tyska bedömningsmetoder, d.v.s. Bedömningsgrunder och Kemiskt Index, på ett antal vattendrag i Sverige. Därmed analyseras hur pass lämpliga de tyska bedömningsmetoderna är för svenska vatten. De enskilda resultaten har diskuterats utifrån respektive bedömningsperspektiv och jämförts därefter. På grund av begränsad tillgänglighet av biologiska data från vattendrag utfördes bedömning enbart med avseende på vattenkemi.

### 3.2. Material och metoder

#### 3.2.1. Val av parametrar

De parametrar som valts för att ingå i denna undersökning är sådana som bedömts utgöra de viktigaste måtten på vattenkvalitet med avseende på vattnets kemiska egenskaper. Bland parametrarna för svensk bedömning återfinns sålunda sådana som indikerar miljöhot som eutrofiering (arealspecifik kväveförlust, arealspecifik fosforförlust), organisk belastning (syrgashalt, TOC) och försurning (pH, alkalinitet). Förekomst av tungmetaller går inte in i denna undersökning. Orsaken till detta ligger i mätserierna som antingen inte hade luckor under åren eller saknades helt. Därför avstods från tungmetallernas bedömning. Alla för en tysk bedömning relevanta parametrar utgjordes av syrgashalt, BOD<sub>5</sub>, ammonium, nitrat, orto-fosfat, pH, temperatur och konduktivitet. Dessa parametrar behövdes för att kunna räkna ut det kemiska indexet (CI).

#### 3.2.2. Val av vattendrag

Huvudkrav för valet av vattendrag var tillgängligheten på mätvärden på syrgashalt eftersom de behövdes både för den svenska och tyska bedömningen. I den tyska bedömningen får syrgashalten dessutom den högsta viktningen av alla ingående parametrar. Vattendrag där inga uppgifter om syrgashalten fanns kunde därför inte ingå i undersökningen. De enda i fråga kommande vattendrag blev därmed mynningsåarna till Väneren och Mälaren, som uppvisade mätningar för alla valda parametrar. Dessa vattendrag ingår i de nuvarande nationella och regionala miljöövervakningsprogrammen för Referensvattendrag. Regelbundna mätningar och utvärderingar i tillflödena utförs av Vänerens vattenvårdsförbund ([www.vanern.s.se](http://www.vanern.s.se)) respektive Fyrisåns vattenförbund ([www.uppsala.se/miljokontoret/sjoar/texter/kemi.htm](http://www.uppsala.se/miljokontoret/sjoar/texter/kemi.htm)).

Vissa mätserier var dock inte fullständiga, t.ex. saknades somliga mätvärden för syrgas mellan 1989-97 eller det fanns mätstationer där TOC inte alls hade mätts eller

bara fanns för några år. I dessa fall var vattendragen inte heller relevanta för undersökningen.

Ett annat urvalskrav utgjordes av tidsperioderna där prov hade tagits. Perioderna 1989-91 och 1997-99 undersökts närmare. I och med en analys av tidsintervaller förväntades svar på frågan om det fanns en skillnad mellan perioderna. Valet av just dessa perioder, 1989-91 och 1997-99, berodde främst tillgängligheten på data.

Slutligen valdes 13 av de 50 mätstationerna längs Vänerns och Mälarens mynningsåsar som ansågs vara de mest representativa. De uppfyllde kraven på ovan nämnda parametrar (framför allt syrgas) och valda tidsperioder i största möjlig grad. Därmed ingick de i bedömningsunderlaget med nästan lika förutsättningar.

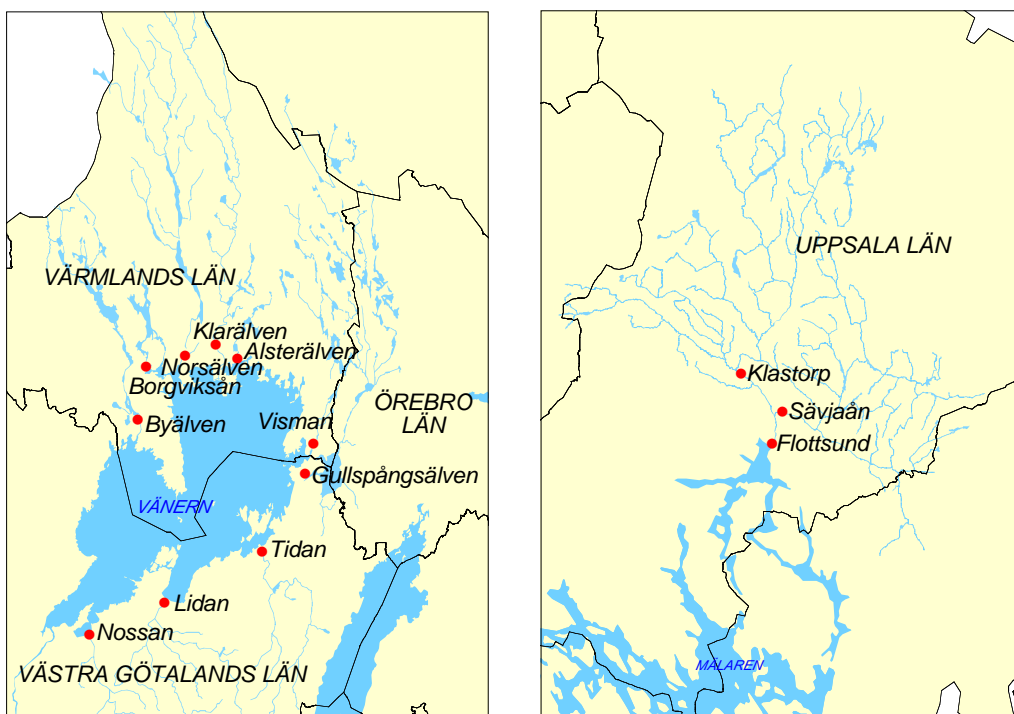
### 3.2.3. Beskrivning av lokalerna

Samtliga vattendrag och provtagningslokaler ligger i de tre länen Uppland, Värmland och Västra Götaland (se karta). Vattendragen är tillflöden till två av de fyra stora sjöarna, Vänern respektive Mälaren. I tabell 5 beskrivs floderna och deras avrinningsområden i respektive län.

På samtliga mätstationer skedde provtagningen 12 gånger per år. Förutom för syrgashalt och TOC-koncentrationer där enstaka mätningar saknades mellan åren 1989-97, var alla mätserier fullständiga. Ett årligt medelvärde för varje parameter och mätstation räknades ut.

**Tabell 5.** Beskrivning av vattendrag och avrinningsområden i respektive län

Flod	Mätstation	Koord-X	Koord-Y	Total area	Sjö	Åker	Skog	Pers/km2	Djurenheter
				[km2]	[%]	[%]	[%]		per km2 åker
<b>Uppsala län</b>									
Fyrisån	Flottsund	663116	160415	2006	2	23	56	69	30
Fyrisån	Klastorp	664214	159929	1190	2	22	58	25	29
Fyrisån	Sävjaån	663617	160579	736	1	24	55	22	33
<b>Värmlands län</b>									
Alsterälven	Alster	658873	137512	342	13	16	58	14	24
Borgviksån	Borgvik	658521	133774	887	14	10	65	6	27
Byälven	Krokstad	656355	133435	4784	14	7	66	10	21
Klarälven	Alster	659439	136626	11754	15	3	67	3	0
Norsälven	Norsbron	658981	135383	4171	8	6	72	10	0
Visman	Visman	655387	140605	229	4	13	61	14	28
<b>Västra Götaland län</b>									
Gullspångsälven	Gullspång	654151	140275	5029	13	4	67	16	36
Lidan	Lidköping	648892	134530	2264	1	46	30	34	50
Nossan	Sal	647568	131469	818	2	34	43	26	45
Tidan	Mariesstad	650960	138526	2180	2	29	48	42	56



**Karta 1.** Undersökta vattendragsstationer

### 3.2.4. Osäkerheter och felkällor

Det största problemet uppstod i och med att det saknades uppgifter om  $BOD_5$  från samtliga stationer.  $BOD_5$  behövdes dock för att räkna ut det kemiska indexet. I Sverige har man tidigare mätt  $BOD_5$  men idag ingår denna parameter endast i vissa regionala övervaknings- och kontrollprogram av verksamheter, t.ex. uppföljning av punktkällor i form av utsläpp från reningsverk, industrier, fiskodlingar, flygplatser, m m.

För att möjliggöra en beräkning av BOD gjordes därför en uppskattning av eventuellt förekommande  $BOD_5$ -koncentrationer (Anders Wilander, muntligt). Enligt bedömningen borde koncentrationerna inte överstiga 3 mg/l. Det bör därför noteras att denna skattning bidrar till osäkerheter vid beräkning av det kemiska indexet. För att se vilka skillnader som kan uppstå vid varierande BOD-koncentrationer gjordes dock en osäkerhetsanalys (bilaga 3). Samtliga beräkningar av CI-värdet upprepades med ett minimalvärde av 1 mg/l och ett maximalvärde av 6 mg/l. Resultaten från denna analys redovisas tabellarisk i bilagan.

Ett annat problem utgjordes av saknade mätvärden. Trots att ett mycket noggrant urval ur en stor datamängd har gjorts kunde slutligen ingen komplett underlag skapas där alla vattendrag uppfyllde samtliga förutsättningar. Dels saknades mätdata för vissa år, dels saknades enstaka värden. Detta påverkade den svenska bedömningen bara i liten omfattning beroende på att alla parametrar utvärderades var och en för sig. För den tyska bedömningen betydde detta dock att en del mätstationer uteslöts från en klassning då den multiplikativa beräkningsmetoden satt värdet "noll" på CI-värdet.

Som en ytterligare felkälla kan de olika bedömningsskalorna nämnas. I Sverige använder man sig av en 5-gradig bedömningsskala medan den indelas i 7 klasser i Tyskland. Hittills har det inte funnits ett internationellt erkänt system för bedömning av vattendrag, men det är under uppbyggnad i EU:s ramdirektiv för vatten. Direktivet

innebär gemensamma bedömningsskalor både numeriskt och i en färgskala. I undersökningen kombinerades befintliga färgsättningar i en gemensam bedömningskala för att möjliggöra en jämförelse mellan bägge länderna. På så sätt sammanfattades de tyska klasserna I (mörkblå) och I-II (ljusblå) till motsvarande svensk klass 1 (blå), klass II (mörkgrön) och II-III (gulgrön) blev klass 2 (grön) och klasserna III (gul), III-IV (orange) respektive IV (röd) liksom klasserna 3, 4 respektive 5 som har samma färgsättning såväl i Tyskland och Sverige.

Vidare skall påpekas att i parametern "nitrat" också nitritkoncentrationerna ingår d.v.s. mätvärden presenteras som summa av nitrit och nitrat. Mätningar av nitrat genomfördes endast fram till 1995/96. Därefter läggs bägge ämnen ihop till en summaparameter. Skillnaderna är bara marginella, då nitrialthalterna oftast är försumbara.

### 3.3. Resultat

#### 3.3.1. Bedömning enligt svenska Bedömningsgrunder

##### 3.3.1.1. Areal specifik Kväveförlust

Det visade sig att alla klasser förekom i bedömning av den areal specifika kväveförlusten i mynningsåarna. Det bästa tillståndet, d.v.s. klass 1, visade Borgviksån med 0,93 kg N/ha, år år 1997 vilket betyder att mycket låga förluster återfinns. I genomsnitt klassades Borgviksån som klass 2. Det sämsta resultatet gav Lidan med en mycket hög kväveförlust år 1998. En uppmätt kvävehalt av 17,92 kg N/ha, år bedömdes som klass 5. Halterna de andra åren var så pass höga att de fick klass 4. Situationen såg nästan likadan ut i Fyrisån (station Flottsund), Nossan och Visman där vattnets tillstånd kunde beskrivas med klass 4 för alla år. Återstående vattendrag fördelades däremellan (tabell 6). Det kan dock noteras att klass 4 överväger i hela bedömningen.

**Tabell 6.** Klassning av areal specifik kväveförlust mellan 1989-91 och 1997-99

Genomsnittlig N-förlust (kg N/ha,år)	År					
	1989	1990	1991	1997	1998	1999
Stationsnamn						
Alsterälven Alster	1.61	2.21	2.05	1.70	2.18	2.63
Borgviksån Borgvik	1.01	1.21	1.52	0.93	1.45	2.28
Byälven Säffle	1.51	1.71	1.77	1.57	2.45	3.05
Fyrisån Flottsund	4.58	8.70	6.99	7.18	8.17	7.73
Fyrisån Klastorp	3.13	5.38	3.37	4.53	5.22	5.28
Gullspångsälven Gullspång	2.21	3.44	4.12	2.44	3.19	3.74
Klarälven Almar	1.52	1.57	1.49	1.64	1.97	2.18
Lidan Lidköping	7.09	14.05	9.80	8.32	17.92	14.58
Norsälven Norsbron	2.01	2.68	2.25	2.38	3.06	3.19
Nossan Sal	7.24	15.04	14.00	6.57	13.48	11.75
Sävjaån Kuggebro	3.14	7.98	5.19	4.33	8.04	6.91
Tidan Mariestad	3.90	8.99	6.63	9.03	12.43	8.43
Visman Nybble	4.02	4.24	5.28	4.87	6.53	5.01

Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5	
≤ 1	1,0 - 2,0	2,0 - 4,0	4,0 - 16,0	> 16	kg N/ha, år

### 3.3.1.2. Arealsspecifik Fosforförlust

Precis som i bedömning av kväveförlusten återfanns alla fem klasser i bedömning av den arealsspecifika fosforförlusten. Återigen visade Borgviksån det bästa tillståndet. Förutom 1999 låg halterna mellan 0,02 - 0,04 kg P/ha, år vilket motsvarar klass 1. Enligt bedömningsgrunderna betyder detta att mycket låga förluster förekommer. Förlusterna låg år 1999 vid 0,05 kg P/ha, år varför det bedömdes som klass 2 (låga förluster). Totalt sett var Borgviksåns tillstånd mycket bra under 90-talet, d.v.s. de genomsnittliga fosforförlusterna kunde klassas som klass 1 (tabell 7). Andra vattendrag som också bedömdes som klass 1 enskilda år var t.ex. Byälven där 0,04 kg P/ha, år erhöles åren 1989 och 1997 eller Gullspångälven med 0,03 kg P/ha, år. Ett bra tillstånd visade också Klarälven vars fosforförluster låg mellan 0,05 - 0,07 kg P/ha, år (klass 2).

De sämsta förhållanden återfanns i Nossan. Tre år klassades ån som klass 5 på grund av mycket höga fosforförluster. År 1999 erhöles 0,34 kg P/ha, år, 1990 0,4 kg P/ha, år och 1998 även 0,63 kg P/ha, år. Inget vattendrag nådde större förluster än 0,63 kg P/ha, år. Totalt sett kunde Nossan mellan 1989-91 och 1997-99 klassas som ett vattendrag med höga fosforförluster (klass 4) varvid dock medelvärdet mera låg vid gränsen till nästa klass, d.v.s. klass 5. Det vattendraget som uppvisade näst högsta fosforförluster var Lidan med 0,58 kg P/ha, år 1998 och 0,30 kg P/ha, år 1999. Klassningen dessa år motsvarade klass 5. I övriga år klassades ån som klass 3 eller klass 4.

**Tabell 7.** Klassning av arealsspecifik fosforförlust mellan 1989-91 och 1997-99

Genomsnittlig P-förlust (kg P/ha,år)	År					
	1989	1990	1991	1997	1998	1999
Stationsnamn						
Alsterälven Alster	0.08	0.10	0.13	0.08	0.09	0.12
Borgviksån Borgvik	0.02	0.04	0.04	0.02	0.04	0.05
Byälven Säffle	0.04	0.05	0.05	0.04	0.06	0.08
Fyrisån Flottsund	0.13	0.21	0.21	0.12	0.13	0.18
Fyrisån Klastorp	0.11	0.12	0.11	0.09	0.08	0.12
Gullspångsälven Gullspång	0.04	0.06	0.05	0.03	0.05	0.05
Klarälven Almar	0.06	0.07	0.07	0.06	0.05	0.06
Lidan Lidköping	0.14	0.28	0.16	0.15	0.58	0.30
Norsälven Norsbron	0.05	0.08	0.07	0.06	0.09	0.09
Nossan Sal	0.19	0.40	0.28	0.15	0.63	0.34
Sävjaån Kuggebro	0.14	0.25	0.29	0.10	0.14	0.19
Tidan Mariestad	0.17	0.27	0.18	0.18	0.40	0.24
Visman Nybble	0.08	0.09	0.11	0.10	0.17	0.14

Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5	
≤0,04	0,04 - 0,08	0,08 - 0,16	0,16 - 0,32	>0,32	kg P/ha, år



### 3.3.1.3. pH

När det gäller pH bedömdes vattendragen vara nära neutral (klass 1) till måttligt sura (klass 3). Klass 1 erhöles Fyrisån (både mätstation Flottsund och Klastorp), Gullspångsälven, Lidan, Nossan, Sävjaån och Tidan. För detta krävdes att pH-värdet är större än 6,8 vilket uppfylldes i nämnda vattendrag (tabell 8). Ett svagt surt tillstånd visades bl.a. i Alsterälven, Borgviksån, Byälven och Klarälven där pH-värden låg mellan 6,5 och 6,8. Vattendragen med måttligt surt tillstånd var Norsälven och Visman. Under åren 1989-91 bedömdes de som klass 3 och mellan 1997-99 fick de klass 2. Det lägsta pH-värdena uppmättes i Visman åren 1989 och 1990. Vattenproven visade då ett pH av 6,3. Det kan noteras att det för det mesta inte fanns några variationer inom perioderna och att klassning av pH-värdet oftast inte varierade alls inom de sex åren.

**Tabell 8.** Klassning av pH mellan 1989-91 och 1997-99

Genomsnittlig pH Stationsnamn	År					
	1989	1990	1991	1997	1998	1999
Alsterälven Alster	6.5	6.5	6.6	6.8	6.7	6.7
Borgviksån Borgvik	6.6	6.6	6.6	6.8	6.8	6.8
Byälven Säffle	6.6	6.6	6.6	6.8	6.8	6.8
Fyrisån Flottsund	7.8	7.6	7.5	7.6	7.6	7.7
Fyrisån Klastorp	7.7	7.6	7.6	7.6	7.6	7.6
Gullspångsälven Gullspång	6.9	6.8	6.9	7.1	7.1	7.0
Klarälven Almar	6.5	6.5	6.5	6.7	6.7	6.7
Lidan Lidköping	7.8	7.6	7.7	7.7	7.7	7.6
Norsälven Norsbron	6.5	6.5	6.4	6.7	6.7	6.7
Nossan Sal	7.4	7.2	7.3	7.3	7.3	7.3
Sävjaån Kuggebro	7.5	7.4	7.4	7.4	7.4	7.5
Tidan Mariestad	7.4	7.2	7.3	7.2	7.2	7.2
Visman Nybble	6.3	6.3	6.4	6.6	6.7	6.6

Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
> 6,8	6,8 - 6,5	6,5 - 6,2	6,2 - 5,6	≤ 5,6

### 3.3.1.4. Alkalinitet

Nästan samma bedömningsmönster erhöles för alkalinitet som för pH med avseende på fördelning av de högsta och lägsta klasserna. Åter igen förekom klasserna 1 till 3 där klass 1 står för mycket god buffertkapacitet och klass 3 för svag buffertkapacitet. De bästa förhållandena återfanns i Fyrisåns bägge mätstationer Flottsund och Klastorp samt Fyrisåns tillflöde Sävjaån och i Lidan (tabell 9). Klass 1 kunde då tilldelas alla år vilket innebär att koncentrationerna alltid har varit större än 0,2 mekv/l. Som vattendrag med god buffertkapacitet (klass 2) bedömdes bl.a. Alsterälven, Borgviksån och Byälven. Den svagaste buffertkapaciteten mot försurande ämnen erhöles i Norsälven. Koncentrationerna låg mellan 0,08 - 0,11 mekv/l.

**Tabell 9.** Klassning av alkalinitet mellan 1989-91 och 1997-99

Genomsnittlig alkalinitet (mekv/l)	År					
	1989	1990	1991	1997	1998	1999
Stationsnamn						
Alsterälven Alster	0.17	0.13	0.15	0.18	0.19	0.18
Borgviksån Borgvik	0.12	0.12	0.13	0.14	0.14	0.14
Byälven Säffle	0.11	0.12	0.13	0.13	0.13	0.13
Fyrisån Flottsund	2.56	2.33	2.84	2.63	2.75	2.48
Fyrisån Klastorp	3.03	2.64	2.97	2.81	2.80	3.01
Gullspångsälven Gullspång	0.15	0.16	0.16	0.17	0.17	0.17
Klarälven Almar	0.10	0.10	0.11	0.12	0.12	0.12
Lidan Lidköping	2.33	2.09	2.42	2.28	2.12	2.16
Norsälven Norsbron	0.08	0.08	0.09	0.10	0.11	0.11
Nossan Sal	1.01	0.77	0.89	0.79	0.72	0.76
Sävjaån Kuggebro	2.73	2.06	2.23	2.19	2.19	2.65
Tidan Mariestad	1.04	0.87	1.04	0.79	0.88	0.93
Visman Nybble	0.23	0.22	0.25	0.20	0.24	0.18

Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5	
> 0,20	0,20 - 0,10	0,10 - 0,05	0,05 - 0,02	≤ 0,02	mekv/l

### 3.3.1.5. Syrgas

Med undantag av ån Visman har alla vattendrag varje år klassats som klass 1 med avseende på vattnets syrgashalt (tabell 10). Klass 1 ges när koncentrationen är större än 7 mg/l och betyder att vattnet har ett syrerikt tillstånd. Betraktar man maximalvärden uppvisar Byälven den högsta halten, d.v.s. 14,5 mg/l år 1998. Den högsta genomsnittliga syrgashalten som uppmättes mellan 1989-99 återfanns däremot i Klarälven (11,8 mg/l). Andra vattendrag där också höga halter kunde noteras var Borgviksån och Norsälven. Halterna var alltid större än 10 mg/l vilket betyder ett mycket syrerikt tillstånd.

Som redan nämnt var Visman det enda vattendrag som inte erhöll klass 1 alla år. Syrgashalterna åren 1989 och 1990 var mindre än 7 mg/l vilket bedömdes som klass 2. Halterna övriga år låg däremot alltid över denna klassgräns. I genomsnitt mäts i Visman en syrgaskoncentration av 7,9 mg/l vilket kan fortfarande räknas till syrerikt tillstånd.

Det uppstod problem i bedömningarna. År 1991 saknades enstaka mätvärden för syrgas i följande vattendrag: Gullspångsälven, Lidan, Nossan och Tidan. Det förekom att prov hade tagits vid maximalt 6 tillfällen per år. En mätserie med så pass få mätvärden ansågs vara icke-representativt och inte jämförbart med andra mätstationer där prov hade regelbundet tagits. En bedömning för dessa år har därför inte kunnat genomföras för respektive vattendragen.

**Tabell 10.** Klassning av syrgashalt mellan 1989-91 och 1997-99. Ingen bedömning av vattendragen Gullspångsälven, Lidan, Nossan och Tidan har kunnat genomföras åren 1991, 1998 och 1999 därför att mätvärden saknades.

Genomsnittlig O <sub>2</sub> -halt (mg/l)	År					
	1989	1990	1991	1997	1998	1999
Alsterälven Alster	9.2	9.9	12.0	10.3	11.4	10.7
Borgviksån Borgvik	10.5	10.5	11.4	11.7	13.5	11.4
Byälven Säffle	11.1	10.8	11.8	11.9	14.5	11.4
Fyrisån Flottsund	9.6	9.9	9.1	8.3	8.6	9.8
Fyrisån Klastorp	9.1	9.8	9.7	8.8	9.5	9.7
Gullspångsälven Gullspång	9.5	10.7		11.5		
Klarälven Almar	11.3	11.2	12.1	11.7	12.6	11.6
Lidan Lidköping	9.9	10.9		10.9		
Norsälven Norsbron	10.9	10.7	11.8	11.6	12.6	11.6
Nossan Sal	9.1	10.2		10.9		
Sävjaån Kuggebro	8.3	8.5	8.7	7.9	8.8	8.6
Tidan Mariestad	9.6	10.5		10.7		
Visman Nybble	6.3	6.8	7.7	8.1	9.3	9.3

Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5	
≥ 7	5 - 7	3 - 5	1 - 3	≤ 1	mg/l

### 3.3.1.6. TOC

Vid bedömning av TOC kunde inget vattendrag klassas som klass 1 men alla andra klasser förekom. Borgviksån har de lägsta halterna och erhöll klass 2 samtliga år. Detta motsvarar en låg halt enligt Naturvårdsverkets Bedömningsgrunder. I genomsnitt låg koncentrationen vid 6,21 mg/l. Andra vattendrag med låga TOC-halter är t.ex. Klarälven, Byälven och Norsälven. I kvarstående vattendrag kunde måttlig höga halter (klass 3) och höga halter (klass 4) noteras. Tre vattendrag visade dock så pass höga halter enskilda år att de klassades som klass 5. Detta är Fyrisån (mätstation Klastorp) där 16,8 mg/l erhöles år 1998, Fyrisåns tillflöde Sävjaån med 16,8 mg/l år 1997 och Visman som erhöles klass 5 åren 1989, 1990, 1991, 1997 samt 1998. TOC-halterna varierade mellan 17,0 och 18,5 mg/l. TOC-mätningar i stationerna Fyrisån Flottsund, Fyrisån Klastorp och Sävjaån Kuggebro påbörjades först 1993 varför ingen bedömning före 1993 har kunnat genomföras.

**Tabell 11.** Klassning av TOC mellan 1989-91 och 1997-99. Ingen bedömning av stationerna Fyrisån Flottsund, Fyrisån Klastorp och Sävjaån Kuggebro har kunnat genomföras i första tidsperioden därför att mätvärden saknades.

Genomsnittlig TOC-halt (mg/l)	År					
	1989	1990	1991	1997	1998	1999
Stationsnamn						
Alsterälven Alster	8.2	7.0	7.4	8.3	7.9	8.3
Borgviksån Borgvik	6.6	6.0	5.9	6.6	5.9	6.3
Byälven Säffle V	6.7	5.9	5.7	7.1	6.4	6.9
Fyrisån Flottsund	-	-	-	15.4	15.9	14.3
Fyrisån Klastorp	-	-	-	16.0	16.8	14.8
Gullspångsälen. Gullspång	7.2	6.6	7.5	6.8	6.6	7.3
Klarälven Almar	6.6	6.6	6.6	7.0	6.3	6.9
Lidan Lidköping	11.1	11.5	11.7	15.0	15.8	14.9
Norsälven Norsbron	7.1	6.7	6.2	7.1	7.2	6.9
Nossan Sal	11.2	11.7	11.7	14.4	14.6	14.7
Sävjaån Kuggebro	-	-	-	16.8	15.8	13.3
Tidan Mariestad	9.7	10.6	10.7	12.5	13.5	12.6
Visman Nybble	18.1	17.0	18.0	18.5	17.6	16.0

Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5	
≤ 4	4 - 8	8 - 12	12 - 16	> 16	mg/l

### 3.3.2. Bedömning enligt tyskt Kemiskt Index

Nästan alla vattendrag bedömdes som klass I enligt den tyska klassningsmetoden. Klass I-II förekom i Fyrisån Flottsund, Lidan Lidköping, Sävjaån Kuggebro och Visman Nybble. I Fyrisån Flottsund klassades åren 1991, 1997 och 1998 till och med som klass II vilket utgör den "sämsta" bedömningen i mätserien (figur 4). Beträktade man de enskilda genomsnittliga CI-värden närmare visade det sig att Klarälven fick den bästa bedömningen (CI = 104), följd av Borgviksån där CI = 93. De två lägst bedömda vattendragen blev Visman (CI = 79) och Fyrisån Flottsund (CI = 76).

## 3.4. Diskussion

### 3.4.1. Bedömning enligt svenska Bedömningsgrunder

Enligt svensk bedömning förekom de bästa förhållandena i Borgviksån. Tretton gånger fördelades parametrarna inom klass 1, tjugotvå gånger inom klass 2 och en gång i klass 3. Ingen klass 4 eller 5 förekom (figur 3). Särskilt utmärkande var de arealspecifika fosforförlusterna som var mycket låga respektive låga. Detta kan bero på de näringsfattiga förhållanden som dominerar i avrinningsområdet. Borgviksån avrinningsområde tillhör också de mest glesbefolkade runt Väneren. Avsaknaden av större punktkällor och industrier gör att den mänskliga påverkan på vattenkvaliteten är minimal (Vänerkansliet 1994). Det näst bäst bedömda vattendraget var Byälven eftersom den ges klass 1 tio gånger, klass 2 tjugotre gånger, klass 3 tre gånger och ingen klass 4 eller 5. Byälven visade bl.a. låga till måttligt låga näringsförluster. Detta kan

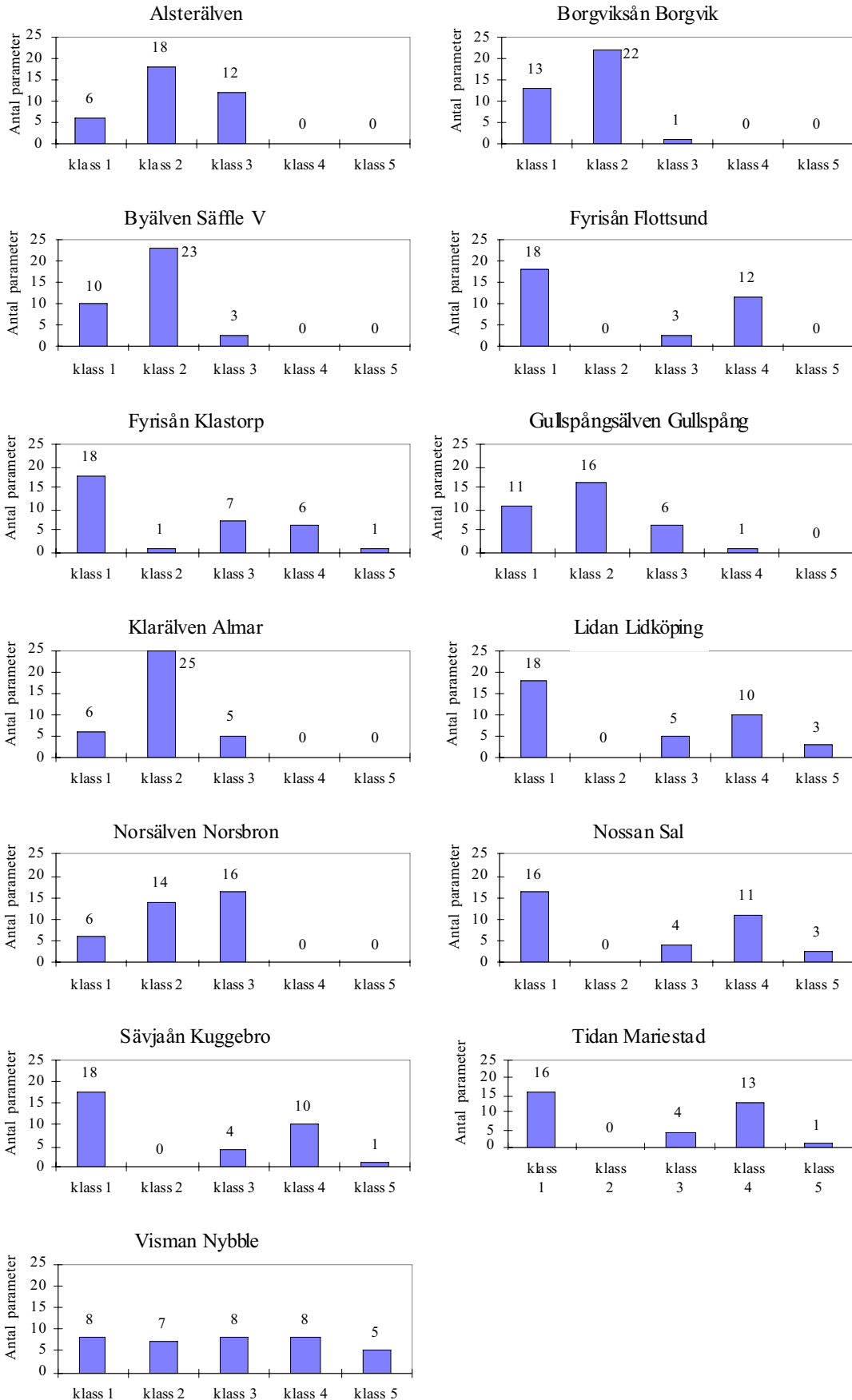
beror på att åkermarkens andel i avrinningsområdet bara är 7%. Dessutom finns bara 21 djurenheter per km<sup>2</sup> åker i området vilket gör att användning av producerat gödsel inte är lika stor som i områden där djurhållning bedrivs mera intensivt (t.o.m. 1992). Användningen av handels- och stallgödsel i Byälvens avrinningsområde har klart minskat mellan 1969-90 (Vänerkansliet 1994).

Vattendraget som erhöll den sämsta bedömningen var Visman (figur 3). 36%, d.v.s. 13 av 36, av parametrarna klassades som klass 4 och 5 vilket beror på den höga arealspecifika kväveförlusten och de mycket höga TOC-halterna. Näringsämnen tillförs via åker- och skogsmark vilka täcker 74% av avrinningsområdets yta. Av den totala kvävetillförseln till Visman härrör ca. 44% från reningsverket Bäckhammars Bruk. Orsaken till att ett flertal parametrar i Lidan och Nossan erhöll klass 4 och 5 är att höga och mycket höga arealspecifika kväve- och fosforförluster förekom. För det mesta bidrar jordbruket till vattnets anrikning av näringsämnen. Kustområden där Lidan och framför allt Nossan mynnar är starkt eutrofierade. År 1998 har Lidan även de högsta kväveförlusterna (17,9 kg N/ha, år) av samtliga större tillflöden till Vänern.

Som man kan se är det främst förlusterna av kväve- och fosfor som är avgörande för skillnaderna i den totala bedömningen. De varierade mycket mellan de undersökta vattendragen, och alla fem klasser förekom. Tydligt är förhållandena norr om Vänern mera näringsfattiga medan områden söder om Vänern verkar vara mera eutrofierade. En förklaring till detta kan vara att jordbruket dominerar söder om Vänern. Dessutom är områdena mera tätbefolkade vilket orsakar att mera avloppsvatten tillförs till vattendragen.

Bedömning av t.ex. syrgasförhållanden i undersökta vattendrag har däremot resulterat i en mycket likformig klassindelning. Förutom två tillfällen i Visman har alla vattendrag i de sex åren klassats som klass 1. Det betyder att minst sex parametrar respektive minst 4 parametrar i Visman fördelades i första klassen (figur 3). Resultaten av TOC-bedömningen visade dock tydligt att det inte räcker att endast mäta syrgashalter för att bedöma syrgassituationen i ett vatten. Medan syrgas bedömdes nästan genomgående som klass 1 vilket motsvarar ett mycket syrerikt tillstånd, återfanns för TOC i klass 2 till 5. Resultaten tolkas således helt annorlunda efter utvärdering av bägge parametrarna. Detta stöder påståendet att förekomsten av syretärande ämne bör ingå vid bedömning av syrgastillståndet.

Sammanfattande kan sägas att klassning av parametrarna enligt svenska Bedömningsgrunder har resulterat i att klass 1 alltid förekommer på grund av mycket bra syrgasförhållanden och att vattendrag bl.a. bedömdes som klass 5 där det fanns mycket höga näringsförluster i avrinningsområdet.

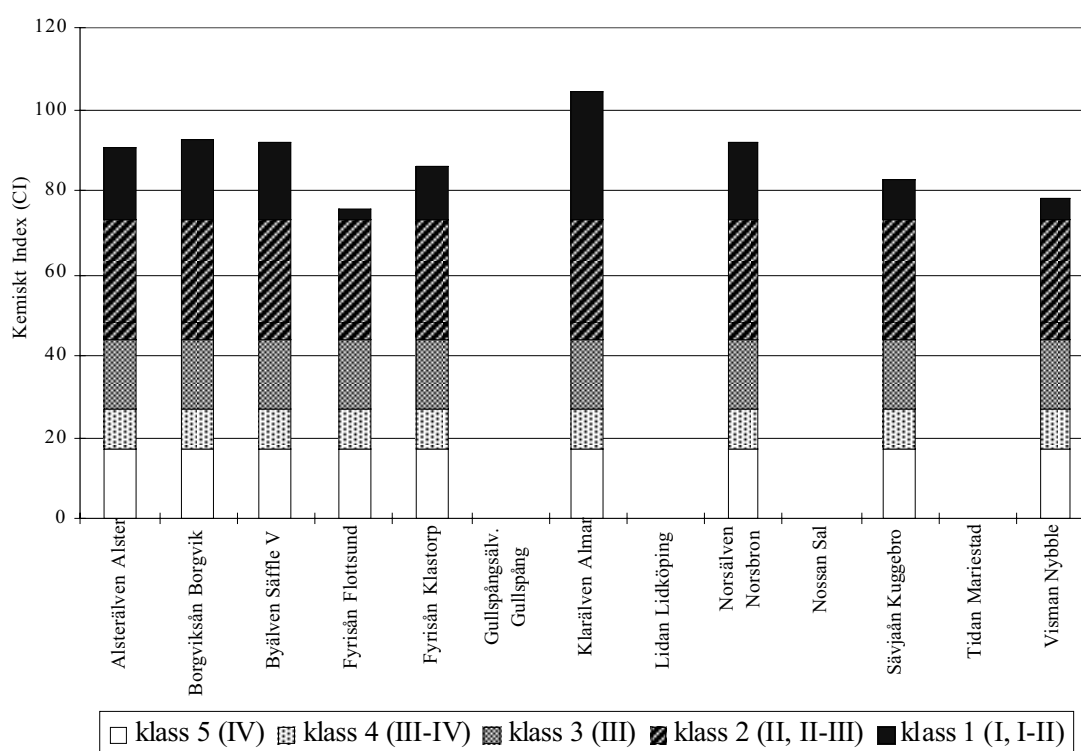


Figur 3. Antal och fördelning av parametrar i undersökta vattendrag mellan 1989-91 och 1997-99

### 3.4.2. Bedömning enligt tyskt Kemiskt Index (CI)

På grund av att alla parametrar vägs ihop till ett indexvärde, vilket därefter klassas, kan ingen analys av de enskilda parametrarnas fördelning göras. Med hjälp av viktningsskalar är det däremot möjligt att ta reda på de för bedömningen avgörande parametrarna. Viktning av parametrarna baserades undersökningar i Rhen och bifloden Main vilken ligger i Bayern ( Erwin Bach, muntligt). Parametrar samt respektive viktning och enhet redovisas i tabell 3. Syrgasmättnad och BOD-halter är de parametrar som viktas högst. Betraktas dock den sämst bedömda mätstationen, Fyrisån Flottsund, närmare blir det tydligt att näringsämnen NH<sub>4</sub>, NO<sub>2</sub>/NO<sub>3</sub> samt PO<sub>4</sub> bidrog till den låga klassningen i detta fall. Halterna var mycket högre jämfört med andra mätstationer.

Som osäkerhet kan nämnas att den tyska bedömningskalan ibland inte var lämplig för de svenska mätvärdena. Det hände att de var så pass låga att skalan inte bedömde sådana värden. Ett exempel för detta är bedömningskalan för ammonium. Den tyska skalan började vid en koncentration av 0,1 mg/l, 55 av 78 mätvärden låg dock under denna klassgräns. I detta fall ansågs respektive mätvärde motsvara det lägsta värdet i bedömningskalan. Alla andra bedömningskalar för respektive parametrar började vid 0,0. Nästan alla mätvärden återfanns i nedersta delen av skalan så att de för en bedömning mest fördelaktiga indexvärden kunde ges.



**Figur 4.** Kemiskt index (CI) i undersökta vattendrag som medelvärde av CI mellan 1989-91 och 1997-99. För att anpassa det tyska klassningssystemet till de svenska sammanfattades tyska klasserna I och I-II till motsvarande svensk klass 1, klass II och II-III blev klass 2 och klasserna III, III-IV respektive IV likställdes med klass 3, 4 respektive klass 5. Denna sammanslagning av klasser baseras på befintliga färgskalor i respektive bedömningssystem. De fyra mätstationer Gullspångsälven Gullspång, Lidan Lidköping, Nossan Sal och Tidan Mariestad bedömdes ej på grund av saknande mätvärden.

### 3.4.3. Jämförelse av resultaten

Det framstår tydliga skillnader i klassindelning enligt svensk och tysk bedömning. Skillnaderna är mest påtagliga i fördelning av parametrarna (figur 3 ) och CI-medelvärde i undersökta vattendrag (figur 4) . För det första förekom bara klass I, I-II respektive II i den tyska bedömningen vilket motsvarar klass 1 respektive 2 enligt svensk bedömning. Däremot återfanns alla klasser 1 till 5 i den svenska bedömningen. För det andra gav den totala bedömningen av varje mätstation oväntade resultat. Ett exempel på detta är Fyrisån Klastorp. Enligt CI klassades floden genomgående som klass 1 medan i de sex åren mellan alla klasser 1 till 5 förekommer enligt BG. En förklaring kan vara de olika parametrarna som ingår i respektive metod. En annan förklaring är att den definierade tyska bedömningsskalan är för låg för svenska förhållanden. Det förekommer tydligen sådana förhållanden i Tyskland värden på klassgränser satts på högre nivå . Detta är logiskt eftersom omfattning av föroreningar och mänsklig påverkan är mycket större i Tyskland. Bedömningsmetoderna är anpassade till befintliga förhållanden och beror på utnyttjandet av vattnet. Med bägge systemer kunde dock ingen signifikant förändring mellan 1989 och 1999 upptäckas.



## 4. SLUTSATSER

---

Den här undersökningen har visat att det är tekniskt genomförbart att tillämpa de tyska bedömningsmetoderna på svenska vattendrag. Resultaten visar dock att de olika bedömningssystemen ger helt olika resultat. Enligt den tyska metoden bedömdes den kemiska vattenkvaliteten som mycket bättre än enligt den svenska metoden. Detta visar att gränsvärden av koncentrationer av förorenande ämnen satts på mycket högre nivå i Tyskland jämfört med gränsvärden i Sverige. Bedöms tyska förhållanden enligt svensk standard blir det därmed lättare att få en fördelaktig tillståndsklass. Inte heller bedömningsskalorna liknar varandra vilket betyder att de inte är utbytbara mellan länderna. Förklaringen kan vara att tyska vattendrag är mera förorenade och generellt mera belastade med högre koncentrationer av föroreningar än svenska vattendrag. Såväl olika naturliga förutsättningar som olika mänskligt introducerade miljöproblem har varit avgörande för utveckling av befintliga bedömningsmetoder.

Med hjälp av de svenska BG kan utredas vad som är orsaken till miljöproblemet eftersom varje parameter klassas var för sig. Huruvida den generella vattenkvaliteten kan beskrivas är dock oklart eftersom ingen samlad bedömning av parametrarna görs i BG. Det tyska CI beskriver däremot det generella vattentillståndet, d.v.s. ger en samlad kemisk bedömning. En bedömning av de enskilda parametrarna görs dock inte. Orsaken och omfattningen av miljöproblemen kan således inte utredas.

Biologiska vattenundersökningar är ett bra instrument för klassning av miljöövervakningsdata och bedömning av vattnets kvalitet över tiden. Med den kemiska analysen kan däremot relativt snabbt förändringar och negativ påverkan på vattenkvaliteten upptäckas. Dessutom ger den information om typ och omfattning av förorenande ämne (Doetsch 1987). Biologiska analyser beskriver det aktuella miljötillståndet på ett kvantitativt sätt. Helst skall den biologiska undersökningen dock kompletteras med sådana enstaka kemiska och, i fall det behövs, fysikaliska parametrar vilka bidrar till bedömningen av vattnets tillstånd.

Målet att kvantificera vattnets kvalitet är ett flerfaldigt och flerdimensionellt bedömningsproblem därför att det både finns ett stort antal tillståndsbeskrivande parameter och många områden där vatten utnyttjas för olika ändamål. Därför är det svårt att tänka sig en allomfattande ekologisk bedömning av vattenkvaliteten. "Det" perfekta systemet som uppfyller alla syften finns sålunda varken i Sverige eller Tyskland.

### *Hur ser framtiden ut?*

EU:s ramdirektiv ligger väl i linje med de svenska Bedömningsgrundernas funktion som länk mellan miljöövervakning och miljömål. Många parametrar täcker redan direktivets krav ([www.environ.se](http://www.environ.se)). Vissa andra parametrar kräver dock utveckling eftersom de inte mäts i Sverige idag. Här måste eventuellt kompletteringar göras, även i mätprogrammen. För att klara direktivets krav måste eventuellt också den biologiska övervakningen samt övervakning av miljögifter ökas.

I Tyskland finns än så länge bara de nationellt fastlagda kemiska kvalitetsriktvärdena för vattendrag vilka uppfyller krav och kriterier enligt EU:s

riktlinjer. På den biologiska sidan är behovet av forskning dock stort. För att säkerställa vattnets utnyttjande som ändamålsenlig resurs är det därmed nödvändigt att definiera ett koncept att erbjuda ekologiskt intakta vatten på lång sikt.

Jämförelsen av svenska och tyska bedömningsmetoder kan sättas in i ett mera storskalig scenario, d.v.s. i miljöbedömning ur europeiskt perspektiv. Därvid kan man ställa sig frågan om det är möjligt att skapa ett enhetligt bedömningssystem för hela Europa. EU:s ramdirektiv för vatten förutsätter ett sådant gemensamt bedömningssystem. Undersökningar visar på svårigheten att utveckla ett nytt och godtagbart system för alla europeiska länder. Med tanke på de stora skillnaderna mellan nuvarande bedömningssystem i olika länder samt de olika naturgivna förutsättningarna i olika delar av Europa så kommer det att ta tid att utveckla ett sådant system. Ett gemensamt bedömningssystem måste också tillåta vissa regionala anpassningar för att bli trovärdigt och användbart.

## 5. TACK!

---

Jag vill rikta ett stort TACK till personalen på Institution för miljöanalys för trevligt och positivt bemötande. Ett speciellt tack till:

Gesa Weyhenmeyer och Mats Wallin för god handledning, konstruktiv kritik och en trivsamt atmosfär de har skapat mellan rum 2016, 2043 och det "gula rummet"!

Anders Wilander för allomfattande hjälp rörande alltifrån korta + enkla frågor till hur man sätter i gång en penna. Tack för att du har tagit dig tid fastän du vanligtvis är upptaget på heltid.

Micke Östlund för hjälp och oändligt tålamod att upprätta en fin karta.

Staffan Åkerbom för hjälpsamma kommentarer om arbetet ("Vad vet jag?") såväl som roliga allmänna kommentarer.

Janne Forsmark för synpunkter om uppsatsen, såväl som kreativa och kryddiga pauser i Tangon och hos "Leo".

Komla Tallaki for a constructive discussion about the summary part, social support in the computer lab and your inspiring optimism.

Rico Behlke för roliga timmar och "quality time" efter långa arbetsdagar.

Till sist vill jag tacka Alain som skapar den yttersta meningen med allt!

## 6. REFERENSER

---

### Skriftliga källor

Bach, E. 1986. *Der Chemische Index (CI)*. Ur: Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie. Band 40. 202-223 s. R.Oldenbourg Verlag München Wien.

Bayrisches Landesamt für Wasserwirtschaft. 1991. *Flüsse und Seen in Bayern - Wasserbeschaffenheit, Gewässergüte 1989*. Heft 23 der Schriftenreihe Wasserwirtschaft in Bayern. Oberste Baubehörde im Bayerischen Staatsministerium des Innern, München.

Doetsch, P. 1987. *Entwicklung und exemplarische Anwendung eines Verfahrens zur Nutzungsadäquaten Quantifizierung von Gewässergüte* (Dissertationsarbeit). Aachen.

Europeiska miljöbyrån. 1999. *Miljön i Europeiska unionen vid sekelskiftet - Sammanfattning*. Köpenhamn.

Gendebien, A., Nixon, SC., Forrow, DM., Laffon, L. 2000. *Comparative analysis of river quality classification schemes in Europe*. First draft (Version 2), Wrc Ref: PO, Report No.: PO25/97/1. 1-2 s.

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). 1996. *Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland - Biologische Gewässergütekarte 1995*. Kulturbuchverlag GmbH, Berlin.

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). 1998. *Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fliessgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Chemische Gewässergüteklassifikation*. Kulturbuchverlag GmbH, Berlin.

Lindberg, J. 2001. *Swedish Environmental Quality Criteria: The Challenge of Classifying Surface Waters*. Licentiate Thesis. Department of Environmental Assessment, Swedish University of Agricultural Science, Uppsala.

Naturvårdsverket. 1999. *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - sjöar och vattendrag*. Rapport 4913.

Vänernkansliet. 1994. *Tillförsel av kväve och fosfor till Vänern 1992 - samt förslag till mål och åtgärder*. Rapport nr 1, 1994. Åtgärdsgrupp Vänern, Karlstad.

Wilander, A. 1999. *Surhet/försurning*. Ur: *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - sjöar och vattendrag*. Bakgrundsrapport 1 - Kemiska och fysikaliska parametrar. Naturvårdsverket Rapport 4920. 73-107 s.

## **Internetsidor**

<http://home.knuut.de/juergen.gaul/gewaesser.htm>, 2001.

[www.bayern.de/wwwa-ho/wa\\_wi/gew\\_guet/gew\\_krit.htm](http://www.bayern.de/wwwa-ho/wa_wi/gew_guet/gew_krit.htm), 2001.

[www.viron.se](http://www.viron.se), 2001.

[www.umweltbundesamt.de](http://www.umweltbundesamt.de), 2001.

[www.umwelt-deutschland.de](http://www.umwelt-deutschland.de), 2001.

[www.uppsala.se/miljokontoret/sjoar/texter/kemi.htm](http://www.uppsala.se/miljokontoret/sjoar/texter/kemi.htm), 2001.

[www.vanern.s.se](http://www.vanern.s.se), 2001.

## **Muntliga källor**

Bach, E. 2001. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München, Tyskland

Wilander, A. 2001. Institutionen för miljöanalys, Ultuna, Sverige

## Metodik för kemisk bedömning av vattendrag i Sverige

### 1. Areal specifik fosfor- och kväveförlust

#### *Provtagning*

Mätning av halterna sker månatligen och minst 12 gånger/år under tre år. Förlusterna räknas fram utifrån uppmätt eller beräknad dygnsvattenföring och avrinningsområdets areal.

#### *Klassindelning*

Klassindelning för både P- och N-förluster bygger på empiriska data som hämtats från undersökningar i skogs- och jordbruksmark med olika grader av intensivt nyttjande. Klassindelningen baseras främst på marktyp och markegenskaper, vegetation, grad av mänsklig påverkan, markanvändning och vattenavrinning. För kväve har t.ex. näringsfattiga fjällhedar och skogsmark förluster under 1 kg N/ha, år vilket utgör klass 1 i bedömningen. Läckage från odlade sandjordar (oftast med djurhållning) med förluster som överstiger 16 kg N/ha, år har klassats som klass 5. För fosfor har den lägsta klassgränsen sätts vid transporter under 0,04 kg P/ha, år. Dessa låga förluster kommer från skogsmark och naturlig deposition. I den översta klassen, över 32 kg P/ha, år finns åkermarker som har extremt höga fosforförluster.

#### *Jämförvärde*

Jämförvärden kan uppskattas på olika sätt. De kan ha äldre undersökningar i det aktuella området som underlag eller erhållas från undersökningar i likartade men opåverkade vattendrag i närheten. De kan också beräknas utifrån avrinningsområdets egenskaper och vattnets beskaffenhet (Naturvårdsverket 1999). Ibland kan dock någon av ekvationerna för beräkning av jämförvärden vara olämplig på grund av naturligt stor variation.

### 2. Syrgashalt och TOC

#### *Provtagning*

Prov på syrgas tas 12 gånger/år under tre år där minimivärden används för tillståndsbedömning. TOC mäts månatligen under ett år. I små vattendrag kan speciellt under sommarperioden fler prov tas, då solstrålning orsakar snabb tillväxt av biomassa vilket höjer syrgashalten i vattnet.

#### *Klassindelning*

Klassindelning har gjorts med hjälp av empiriska data som hämtats från det nationella miljöövervakningsprogrammet. Klassgränserna satts enligt organismernas toleransgränser.

#### *Jämförvärde*

På grund av svårigheter att fastställa jämförvärden finns endast skalor för bedömning av tillstånd och ingen bedömning av graden av mänsklig påverkan.

### 3. pH och alkalinitet

#### *Provtagning*

Prov tas 12 gånger/år antingen varje månad under ett år, varannan månad under två år eller kvartalsvis under tre år. De olika intervallerna beror på den i regel begränsade säsongvariationen. pH-värdet kan dock uppvisa skiftningar under året, framför allt efter surstötter under våren. Halter alkalinitet är däremot ganska stabila under året. Alkaliniteten är därför att föredra framför pH-värdet som utgångspunkt för tillståndsklassificeringen.

#### *Klassindelning*

De föreslagna klassgränserna är effekt- och åtgärdsrelaterade samt grundar sig på statistiska fördelningar. Klassindelningar för både pH och alkalinitet baseras på datamaterial från Riksinventeringen för sjöar 1995 (RI95). Det finns samma klassindelning för både sjöar och vattendrag.

#### *Jämförvärde*

Alkalinitetens jämförvärde beräknas enligt:

$$\text{Alk}_o = \text{Alk} + (1-F) \cdot (\text{SO}_4 - \text{SO}_{4o})$$

Alk<sub>o</sub> : jämförvärde

Alk : nutida alkaliniteten

F : F-faktor <sup>\*)</sup>

SO<sub>4</sub> : koncentration av icke-marint sulfat

SO<sub>4o</sub> : förindustriell koncentration av sulfat

<sup>\*)</sup> mått på hur stor del av det antropogena svavelnedfallet som neutraliserats genom jonbytesreaktioner i marken

Oftast kan SO<sub>4o</sub> sättas till noll, d.v.s. ingen förindustriell koncentration finns.

### Metodik för biologisk och kemisk bedömning av vattendrag i Tyskland

#### 1. Saprobie-index

##### *Provtagning*

Uppgifter om en biologisk vattenanalys är tillförlitliga för en längre tidsperiod, då djur- och växtarter anpassar sig långsiktigt till miljöförhållandena. Av det skälet genomförs biologiska undersökningar i Tyskland endast en gång under 5 år (Bayrisches Landesamt für Wasserwirtschaft 1991).

##### *Klassindelning*

När saprobie-värdet har räknats fram klassas det i en 7 gradig bedömningskala. Skalan består av 4 huvud- och 3 mellanklasser och kan beskrivas enligt följande:

**Tabell 2.1.** Klassindelning och beskrivning av Saprobie-värdet

Klass	Saprobie-värde	Grad av påverkan/förorening
klass I	1 - <1,5	ingen resp. obetydlig påverkan
klass I-II	1,5 - <1,8	ringa påverkan
klass II	1,8 - < 2,3	måttlig påverkan
klass II-III	2,3 - < 2,7	kritisk påverkan
klass III	2,7 - <3,2	kraftig förorening
klass III-IV	3,2 - <3,5	mycket kraftig förorening
klass IV	3,5 - 4,0	extrem förorening

##### *Jämför-/riktvärde*

Det finns ingen bedömning av avvikelser från ett förväntat jämförvärde som i Sverige. Målet är dock att bibehålla klass I och att nå åtminstone klass II i alla vattendrag. På så sätt kan man tolka klass II som jämför- eller riktvärde.

#### 2. Nationellt och regionalt fastlagda kvalitetsriktvärden

##### *Provtagning*

Prov av kemiska ämnen tas månatligen på LAWA:s 151 mätstationer. Data hämtas också från nationella mätprogram, forskningsprojekt m m.

##### *Klassindelning*

Alla fastlagda kvalitetsvärden grunder sig på NOEC (no observed effect concentration). För antropogent introducerade ämnen som industrikemikalier innebär klass I att koncentrationen är noll, d.v.s. att ingen påverkan förekommer. Klass II utgör riktvärdet vilket vidmakthålles när 90:e percentilen av koncentrationen inte överskrider riktvärdet. En klassgräns utgörs av det sämsta värdet inom klasserna. Övervakningsvärdet för tungmetaller är 50:e percentilen respektive 90:e percentil för näringsämnen.

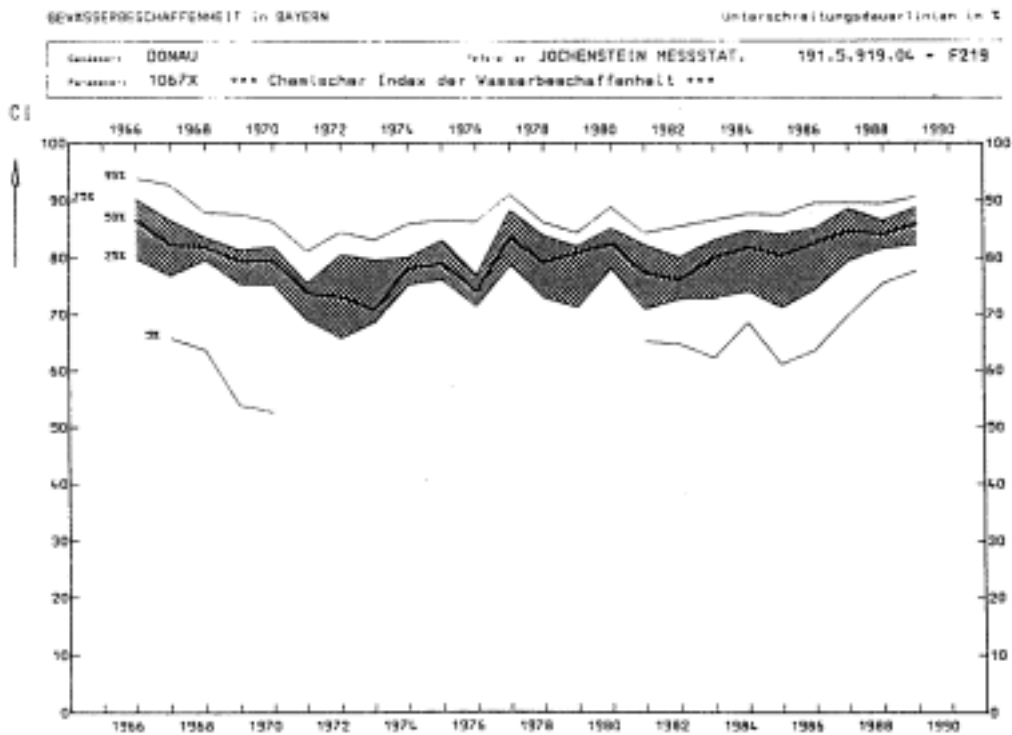
### Jämförvärde

Att bibehålla eller uppnå klass II i ytvatten eftersträvas i hela Tyskland. Klass II kan därför anses vara ett nationellt miljömål.

### 3. Kemiskt Index (CI)

#### Redovisning av Kemiskt Index

Med formeln vilken nämns under 2.6.1.2. räknas indexvärdet CI ut. Därefter redovisas indexvärden i ett diagram där x-axeln beskriver antalet mättillfällen under ett år och y-axeln motsvarar CI på skala från 0-100. Grafen kallas för "Unterschreitungsdauerlinie" på tyska. I grafen sorteras de 26 indexvärdena för ett år i stigande ordning. Detta underlättar tolkning och är fördelaktigt för de nästa arbetsstegen, så som markering av 5:e, 25:e, 50:e, 75:e och 95:e percentilen. Med percentilvärdena är det möjligt att åskådliggöra förändringen över tiden och följa utvecklingen under flera år. Detta sker genom att man redovisar percentilerna för en flerårig mätserie på y-axeln som funktion av förändring över tiden (x-axel). För att belysa fördelningen och visa hur 50% av alla prov förändrar sig under tiden, rasteras området mellan 25:e och 75:e percentilen och 50:e percentilen markeras som en tjock linje (figur 2.1.).



**Figur 2.1.** Exempel på redovisning av Kemiskt Index (CI) i en så kallade "Unterschreitungsdauerlinie". Det presenteras utveckling av CI mellan 1966-87 i floden Donau, mätstation Jochenstein (Bach 1986).



### *Provtagning*

Det finns 114 huvudmätstationer för vattendrag i Bayern. Prov på respektive kemiska parametrar tas varannan vecka vilket ger 26 mätvärden per år. Ur matematiskt-statistiskt perspektiv rekommenderas minst 15 mätvärden per år. Mätningar genomförs kontinuerligt på alla stationer. Vissa kemiska ämnen, tungmetaller, organiska föroreningar och radioaktiva ämnen mäts dock endast på ett urval av vattendrag (Bayrisches Landesamt für Wasserwirtschaft 1991).

### *Klassindelning*

När CI infördes i Bayern redovisades alla mätvärden från vattendragen som 5:e, 25:e, 50:e, 75:e och 90:e percentilen. Erwin Bach ansåg metoden, att använda sig av percentiler för att sätta klassgränserna, som mera fördelaktig eftersom ett siffervärde alltid bedömer ett tillstånd mera noggrant (Erwin Bach, muntligt). Har man däremot klasser kan extrema värden jämnas ut inom en klass vilket inte återspeglar det "sanna" tillståndet. För att möjliggöra en jämförelse med Saprobie-index fick han dock föreslå en klassindelning. Analog med Saprobie-index indelades CI därmed i ojämnt breda klasser på en skala mellan 0-100, där 100 motsvarar den bästa och 0 den sämsta allmänna vattenkvalitén.

**Tabell X.** Klassindelning och beskrivning av CI-värdet

Klass	CI-indexvärde	Grad av påverkan/förorening
klass I	> 83	ingen mänsklig påverkan
klass I-II	83 - 73	obetydlig påverkan
klass II	73 - 56	måttlig påverkan
klass II-III	56 - 44	tydlig påverkan
klass III	44 - 27	höjd påverkan
klass III-IV	27 - 17	hög påverkan
klass IV	> 17	mycket hög påverkan

### *Jämförvärde*

En bedömning av avvikelser från ett jämför- eller "normalt" värde har hittills inte gjorts. Med hänsyn till stora variationer och olika förutsättningar gällande vattenkvalité anses utvecklingen av ett uniformt jämförvärde i de större vattendragen i Tyskland som problematiskt.



## BILAGA 4

Transformationsfunktioner för parametrarna av Kemiskt Index (CI)  
(Bach 1986)

