

Utvärdering av långsiktiga trender i Mälaren

*En studie av råvattenkvalitet vid Lovö vattenverk
1935-2002*

Linda Johansson

R-nr 23-2003

Referat

Utvärdering av långsiktiga trender i Mälaren – en studie av råvattenkvalitet vid Lovö vattenverk 1935-2002

*Linda Johansson, Institutionen för Markvetenskap, Sveriges Lantbruksuniversitet,
Ulls väg 17, 750 07 UPPSALA*

Under de senaste åren har vattenkvaliteten i Mälaren genomgått en tydlig försämring. Turbiditet, färgtal och halt organiskt material, uppmätta vid Stockholm Vattens vattenverk, har kraftigt stigit sedan 1998 (Abrahamsson, 2002). Enligt Wallin & Weyhenmeyer (2001) iaktogs under 2001 en tydlig ökning av grumlighet och vattenfärg (brunhet) i samtliga av Mälarens bassänger. Detta problem är inte specifikt för Stockholm Vatten och Mälaren, utan tendensen med ökande färgtal och organiska halter i vattendrag och sjöar har även observerats i andra delar av Sverige (Hernebring, 2003) men också i övriga Nordeuropa, i bland annat Norge, Storbritannien och Belgien (Eikebrokk, 2002). Examensarbetet syftade till att undersöka vilka förändringar, främst i färgtal och organiskt material, som skett sedan år 1935 i det inkommande råvattnet till Lovö vattenverk, och utreda vad dessa förändringar beror på. Studien syftade vidare till att undersöka om de senaste årens höga färgtal och halter organiskt material i Östra Mälaren kommer att bli mer vanliga i framtiden. Tidsserier över vattenparametrar på tre platser i Mälaren; Mörbyfjärden som är Lovö vattenverks vattentäkt, Lambarfjärden och södra Görväln kompletterades med klimatologiska parametrar i form av lufttemperatur, nederbörd, isvaraktighet samt vattenförling i Mälaren. Med hjälp av statistiska metoder analyserades tidsserierna och modeller anpassades för att finna orsaker och effekter. Serierna korrigerades för naturliga variationer i flödet, och trender och brytpunkter studerades. Tidsserierna testades även för naturliga cykliska variationer. Resultatet visade att på grund av Mälarens höga omsättningstid är variationer inom år svåra att förklara. Årsmedelvärde av COD_{Mn} ¹ och färgtal i Lovö vattenverks råvatten kan till stor del förklaras av det förra årets halter (40 % respektive 70 %). COD_{Mn} -halterna hade en tydlig nedåtgående stegtrend i början av 1970-talet, vilken kunde förklaras av minskning av direktutsläpp till Mälaren samt låg vattenförling under samma period. Alkaliniteten visade sig också ha inverkan på COD_{Mn} . Naturliga cykliska variationer med frekvens 23 år och minimum i 1972 uppvisades i COD_{Mn} -serier. Förändringar i vattenförling kunde förklara uppåt- samt nedåtgående trender i färgtal, men däremot inte hela storleken på förändringarna. Nederbördsrika höstar gav en kraftig ökning i färg efterföljande år, vilket också medförde att kvoten mellan färg och COD_{Mn} steg. Halter 2001-02 avvek trots hänsynstagande till vattenförlingen, vilket kan bero på en kombination av hög temperatur och rik nederbörd. Framtida klimatförändringar i form av varmare vintrar och kraftigare nederbörd, orsakar högre vinterflöden som i sin tur rimligtvis ger högre färgtal och halt organiskt material i Mälaren.

Nyckelord: vattenkvalitet, råvatten, färg, organiskt material, dricksvatten, statistisk analys, klimatförändringar

¹ Chemical Oxygen Demand

Abstract

Evaluation of Long Term Trends in Lake Mälaren – a Study of Raw Water Quality at Lovö Waterworks 1935-2002

Linda Johansson, Department of Soil Sciences, Swedish University of Agricultural Sciences, Ulls väg 17, 750 07 UPPSALA

The water quality in Lake Mälaren has during the last years gone through a significant change. Turbidity, water colour and organic matter in raw water at Stockholm waterworks, has clearly increased since 1998 (Abrahamsson, 2002). According to Wallin & Wehenmeyher (2001), a significant increase in turbidity and water colour took place 2001 in all parts of Lake Mälaren. This problem is not specific for Stockholm Vatten and lake Mälaren, but trends with increasing water colour and organic matter in watercourses have also been observed in other parts of Sweden (Hernebring, 2003) and in the rest of Northern Europe, as Norway, Great Britain and Belgium (Eikebrokk, 2002). The objectives of this master thesis were to investigate what changes that have occurred in the incoming water to Lovö waterworks in Stockholm since 1935, and to examine the causes to these changes. Further, the aim of the study was to investigate whether the high water colour and content of organic matter in Eastern parts of Lake Mälaren will be more common in the future. Time series of water parameters from three places in Eastern Mälaren; Mörbyfjärden that is the water source of Lovö waterworks, Lambarfjärden and from Görväln, was complemented by climatologically parameters in terms of air temperature, precipitation, duration of ice cover and water flow in lake Mälaren. The time series were analyzed by statistical methods and models were adjusted to find causes and effects. To study trends and break points in the time series, they were flow adjusted. The time series were also tested for natural cyclic variations. The result showed that on account of the high water turnover time in Lake Mälaren variation within years it is difficult to explain. A big part of the variation in COD_{Mn} ¹ and water colour in raw water at Lovö waterworks can be explained by the contents in lake the former year (40% respectively 70%). Between 1970 and 1971, the flow adjusted COD_{Mn} -values, showed a distinct degreasing step trend, affected by a decrease in discharge to Lake Mälaren and by a low water flow in the same period of time. It was also showed that alkalinity has an impact on COD_{Mn} . A natural cyclic variation with minimum 1972 was seen in the COD_{Mn} -series. Changes in water flow can explain up- and downward trends in water colour, however not the total size of changes. High rainfall during autumn gives an increase in water colour the next year, that also bring out a increase quotient between water colour and COD_{Mn} . Values 2001-02 differ from other years, after taking into account of water flow and that could have been affected by rich precipitation in combination with high air temperature. Future climate changes with warmer winters and more rich rainfalls, causes higher water flow in winters that in turn probably lead to higher water colour and content of organic matter in Lake Mälaren.

Keywords: water quality, raw water, colour, organic matter, drinking water, statistical analyses, climate changes

¹ Chemical Oxygen Demand

Förord

Examensarbetet var en del av civilingenjörsutbildningen Miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och pågick från april till september 2003. Studien genomfördes på uppdrag av Stockholm Vatten och byggde på analysresultat från Lovö vattenverk sedan 1935. Arbetet skrevs på Institutionen för Markvetenskap, Sveriges Lantbruks Universitet (SLU) i Uppsala.

Josefin Abrahamsson, Stockholm Vatten, fungerade som handledare och gav mig mycket hjälp och stöd under hela studien, från dess planeringsfas till presentationen. Dan Berggren, Institutionen för Markvetenskap, bidrog som handledare och examinator med sin rika erfarenhet och kunskap. Johan Temnerud, SWECO VIAK, fungerade också som handledare och gav värdefull kritik på arbetet och dess utformning. Ett stort tack för ert stora intresse i mitt examensarbete och för mycket givande diskussioner!

Flera andra personer har bidragit med material och kunskap under studiens gång. Jag vill först tacka Jens Fölster för din viktiga hjälp i de statistiska analyserna. Bengt Carlsson gav mig också goda råd i detta arbete. En rad andra personer har bistått med sin kunskap och jag tänker då på Ulf Eriksson, Per Eriksson och framför allt på Christer Lännergren som alltid tog sig tid till att svara på mina frågor.

En oerhört viktig tillgång för studien var resultatet av de analyser som utförts av laboratoriepersonalen på Lovö Vattenverk genom tiderna. Jag vill rikta ett stort tack till er och framförallt till Ulla Lundahl som har varit en viktig kunskapskälla för mig. Utan detta omfattande arbete hade studien inte kunnat genomföras. Till slut vill jag också tacka Lovö vattenverk och Miljö och utvecklingsavdelningen Process, för att ni gjorde min tid hos er mycket trivsamt och minnesrikt.

Linda Johansson

Uppsala, september 2003

Innehållsförteckning

1.	INLEDNING	1
2.	ORDLISTA	2
3.	BAKGRUND	3
3.1.	LOVÖ VATTENVERK.....	3
3.1.1.	<i>Historik</i>	3
3.1.2.	<i>Analysmetoder för vattenparametrar</i>	3
3.1.3.	<i>Process vid Lovö vattenverk</i>	5
3.2.	VATTENFÄRG OCH ORGANISKT MATERIAL I SJÖAR	6
3.2.1.	<i>Struktur</i>	6
3.2.2.	<i>Extern tillförsel av organiskt material</i>	7
3.2.3.	<i>Intern produktion av organiskt material</i>	8
3.3.	STATISTISK BEHANDLING AV EKOLOGISKA TIDSSERIER	9
3.3.1.	<i>Metoder för att beskriva långa tidsserier</i>	9
3.3.2.	<i>Problem vid statistisk analys</i>	10
4.	SYFTE	12
5.	MATERIAL OCH METODER	12
5.1.	BESKRIVNING AV PLATS FÖR UNDERSÖKNINGEN	12
5.2.	PROGRAMVARA	15
5.3.	INSAMLING AV MATERIAL.....	15
5.3.1.	<i>Insamling av material från Lovö vattenverk</i>	15
5.3.2.	<i>Insamling av övriga vattenparametrar</i>	17
5.3.3.	<i>Insamling av meteorologiska och hydrologiska parametrar</i>	17
5.3.4.	<i>Markanvändning i Mälarens tillrinningsområde</i>	18
5.4.	BEHANDLING AV DATA	18
5.4.1.	<i>Diagram och kvoter</i>	18
5.4.2.	<i>Statiska analyser på hela tidsserien</i>	19
5.4.3.	<i>Trender och brytpunkter i tidsserierna</i>	21
5.4.4.	<i>Modellanpassning för prediktion</i>	22
5.4.5.	<i>Analys av kväve, fosfor och sulfat</i>	24
5.4.6.	<i>Framtidsscenarier</i>	25
6.	RESULTAT	26
6.1.	FÖRÄNDRINGAR UNDER DEN STUDERADE PERIODEN	26
6.1.1.	<i>Kemiska variabler</i>	26
6.1.2.	<i>Klimat</i>	28
6.1.3.	<i>Reningseffekt vid Lovö vattenverk</i>	31
6.1.4.	<i>Markanvändning i Mälarens tillrinningsområde</i>	32
6.1.5.	<i>Kvoter</i>	33
6.1.6.	<i>Detaljstudie av tre år</i>	34
6.2.	STATISTISKA ANALYSER.....	37
6.2.1.	<i>Orsakssamband under hela tidsperioden</i>	37
6.2.2.	<i>Trender, brytpunkter och cykler i tidsserierna</i>	39
6.2.3.	<i>Modellanpassning för prediktion</i>	42
6.2.4.	<i>Analys av kväve, fosfor och sulfat</i>	46
6.3.	FRAMTIDSSCENARIER	48

7.	DISKUSSION	51
7.1.	FÖRÄNDRINGAR OCH ORSAKER	51
7.2.	VADÄR NORMALT?	55
7.3.	METODDISKUSSION	55
7.4.	REKOMMENDATIONER TILL FORTSATTA STUDIER	56
8.	SLUTSATSER	57
9.	REFERENSER	58
9.1.	LITTERATUR	58
9.2.	PERSONLIG KONTAKT	63

1. INLEDNING

Under de senaste åren har vattenkvaliteten i Mälaren genomgått en tydlig försämring. Turbiditet, färgtal och halt TOC¹, uppmätta vid Stockholm Vattens vattenverk, har kraftigt stigit sedan 1998 (Abrahamsson, 2002). Enligt Wallin & Weyhenmeyer (2001) iaktogs under 2001 en ökning av grumlighet och vattenfärg (brunhet) i samtliga av Mälarens bassänger. Ökningen kopplades samman med de extrema nederbördsmängderna under 2000, speciellt under oktober till december, som orsakade ökade transporter av partiklar och färgade lösta organiska ämnen (humusämnen) i Mälarens tillflöden.

Problemet är på inte specifikt för Stockholm Vatten och Mälaren, utan tendensen med ökande färgtal och TOC-halter i vattendrag har även observerats i andra delar av Sverige (Forsberg, 1992; Hernebring, 2003) men också i övriga Nordeuropa, i bland annat Norge, Storbritannien och Belgien (Eikebrokk, 2002). Trots den geografiska skillnaden mellan Norge och Sverige har samma utveckling av råvatten iakttagits sedan 1970-talet. Samtidigt som varningssignaler kommer om höga färgtal och organiska halter i vattendragen visar studier på att klimatologiska förändringar kommer att inträffa under de kommande decennierna, om utsläppen av växthusgaser fortsätter. Scenarierna innebär bland annat att medeltemperaturen i Norden kommer att öka, att nederbörden regional kommer att minska eller öka och att vintersäsongen förkortas. Dessa faktorer påverkar i sin tur avrinning och grundvatten (Rummukainen et al., 2003). Enligt Blenckner (2000) påverkades sjön Erken utanför Norrtälje negativt av det milda klimatet under 1990-talet. Islossningen inträffade en månad tidigare jämfört med 1960-talet, vilket medförde att vårblomningen av växtplankton tidigare lades och dominerades av kiselalger. Blenckner (2000) menar vidare att risken med potentiellt giftiga algbloomningar förekommer och kan leda till att vattenkvaliteten och därmed dricksvattenanvändningen berörs negativt. Sedan mitten av 1970-talet har dessutom alkaliniteten i råvattnet vid Lovö vattenverk ökat, vilket kan skapa problem vid kemisk fällning. En högre alkalinitet i råvattnet kräver högre tillsats av fällningskemikalier för att nå det pH där fällningen är mer effektiv. En mindre sur nederbörd tillsammans med en högre medeltemperatur, kan leda till att högre doser av fällningskemikalier blir nödvändiga (Abrahamsson, 2002).

Ett förändrat råvatten, med mer färg och högre halt organisk material kan leda till att Lovö vattenverk blir tvungna att förbättra sina reningsmetoder (Abrahamsson, 2002). Hos Norrvatten, som har Görvälnfjärden i norra Mälaren som vattentäkt (fig. 1), har svårfällda humusämnen skapat problem vid kemisk fällning (Persson, 2002 opublicerad) och flera vattenverk i Norge har redan konstaterat att deras befintliga processer inte kan reducera råvattnets innehåll av färg och TOC till en önskad nivå (Eikebrokk, 2002). Nya vattenreningsmetoder med avancerad membranteknik kan bli nödvändiga i ett framtida varmare och mer nederbördsrikt klimat (Ny teknik, 2003).

¹ Total Organic Carbon

2. ORDLISTA

Alloktont organiskt material, är organiskt material som har tillförts sjön från omgivande mark (Wetzel, 1975).

Autokorrelation, innebär att ett värde är mer likt de när mast föregående än värden längre bak i tiden trots att förklarande variabler har lagts till i modellen (Fölster & Wilander, 2002).

Autoktont organiskt material, är organiskt material som har producerats i sjön (Wetzel, 1975).

COD_{Mn}, Chemical Oxygen Demand (Abrahamsson, 2002).

DOC, Dissolved Organic Carbon (Molot & Dillon, 1997).

Multipel regression är en utvidgning av enkel linjär regression och används i det fall då det finns flera förklarande variabler (Helsel & Hirsch, 1992).

PRESS, Prediction Error Sum of Squares, är modellens totala predikteringsfel. Ju lägre PRESS desto bättre är modellen på att prediktera nya värden (Helsel & Hirsch, 1992).

R², är ett mått på hur bra regressionen är och förklarar hur stor del av variansen i Y som kan förklaras med hjälp av regressionen (Helsel & Hirsch, 1992).

En residual, är skillnaden, vid en viss tidpunkt, mellan det verkliga värdet och det värde som predikterats med hjälp av en eller flera förklarande variabler (Kirchner, 1996).

SSPE, Sum of Square Prediction Error, är ett annat mått på hur modeller anpassar sig till nya data. Används vid validering av modeller till skillnad mot PRESS som används vid kalibrering.

Stegvis multipel regression, innebär att X-variabler läggs till en modell i tur ordning efter hur stor påverkan de har på Y-variabeln, och sedan tas bort efter hand om de inte är signifikanta i modellen (Mac Nally, 1999).

TOC, Total Organic Carbon (Abrahamsson, 2002).

3. BAKGRUND

3.1. LOVÖ VATTENVERK

Lovö vattenverk är det ena av Stockholm Vattens två vattenreningsverk och är beläget på västra sidan av Lovön vid Mörbyfjärden (fig. 1).

3.1.1. Historik

Under 1920-talet ökade konsumtionen av dricksvatten i Stockholm kraftigt. Vid den här tiden fanns endast ett vattenverk i Stockholm, Norsborg, och verket renade råvatten uteslutande genom långsam sandfiltrering. Efter omfattande utredningar bestämdes det år 1930 att ett nytt vattenverk skulle anläggas på Lovön. Det innebar att Stockholm nu fick sitt vatten från två olika håll, och vattenförsörjningen blev därmed säkrare. Långsamfiltreringen vid Norsborgsverket gav hygienisk sett ett bra dricksvatten, men vid denna typ av rening reducerades inte råvattnets färg till en tillfredställande nivå (Cronström, 1986). I maj 1933 när Lovö vattenverk togs i bruk, tillämpades därför nya reningsprinciper i form av kemisk och mekanisk rening för att kunna reducera vattnets färg som tidvis kunde uppnå 40 mg Pt/l och däröver (Stockholm vattenledningsverk, 1936). Verket har i dag två olika intagsledningar för råvatten, Rå 1 som tar vatten omväxlande från 5, 10 och 23 meters djup och Rå 2 som tar vatten från 5, 10 och 15 meters djup. Rå 1 har varit i bruk sedan starten av vattenverket, medan Rå 2 inte byggdes förrän 1964 (Cronström, 1986).

3.1.2. Analysmetoder för vattenparametrar

Ända sedan Lovö vattenverk togs i bruk har färgintensiteten på vattnet angivits genom jämförelse med den av Hazen och Whipple införda platinastandarden (Stockholm vattenledningsverk, 1936). Det organiska materialet i vattnet har sedan 1997 beskrivits med TOC, och dessförinnan som COD_{Mn} (Abrahamsson, 2002). Sedan införandet av analysmetoden TOC har COD_{Mn} -analyser utförts parallellt med den nya metoden, för att få ett tydligt mått på förhållandet mellan de båda analyserna. TOC är som namnet avslöjar totalt organiskt kol, medan COD endast är den del av organiskt kol som kan oxideras med ett visst oxideringsmedel. På Lovö vattenverk användes permanganat som oxideringsmedel (Abrahamsson, 2003, personlig kontakt). Omvandlingsfaktorer från COD_{Mn} till TOC beskrivs i Blomberg (1998). Turbiditeten är ytterligare en parameter som analyseras vid vattenverket, och är ett mått på vattnets innehåll av partiklar. Vattnets turbiditet, eller grumlighet, består av lera, finfördelat organiskt material, oorganiskt material, plankton samt andra mikroorganismer (Abrahamsson, 2002). Sedan 1975 har vattnets turbiditet angivits i FNU och dessförinnan bestämdes grumligheten med en Zeiss-Pulfrich (ZP) fotometer. Omvandlingsfaktorn mellan analysmetoderna ZP och FNU är inte med säkerhet fastställd. Alkaliniteten är ett mått på vattnets förmåga att buffra mot pH-förändringar, och är en viktig parameter vid kemisk fällning. Högre alkalinitet kräver större mängd aluminiumsulfatdos för att sänka pH till en nivå där flockningen blir mer effektiv (Abrahamsson, 2002). Alkaliniteten bestäms genom titrering med saltsyra under avdrivning av koldioxid. Lovö vattenverk är ackrediterat för en modifierad metod där pH 4,8 är valt som det slutliga pH-värdet. Vanligtvis används annars pH 5,4 som slutnivå (svensk standard SS 02 81 39; Abrahamsson, 2003, personlig kontakt).



Fig.1. Lovö vattenverk och provtagningsplatser för vattenparametrar som använts i studien.

3.1.3. Process vid Lovö vattenverk

Processen för vattenrening som Lovö vattenverk tillämpar visas i figur 2. Efter att råvattnet har tagits in från de två intagsledningarna, Rå 1 och Rå 2, tillsätts fällningskemikalien aluminiumsulfat. Vattnet passerar sedan genom två sandbäddar, ett snabbfilter och ett långsamfilter. Innan renvattnet går ut till ledningsnätet, kloreras det och pH-justeras (Abrahamsson, 2003, personlig kontakt).

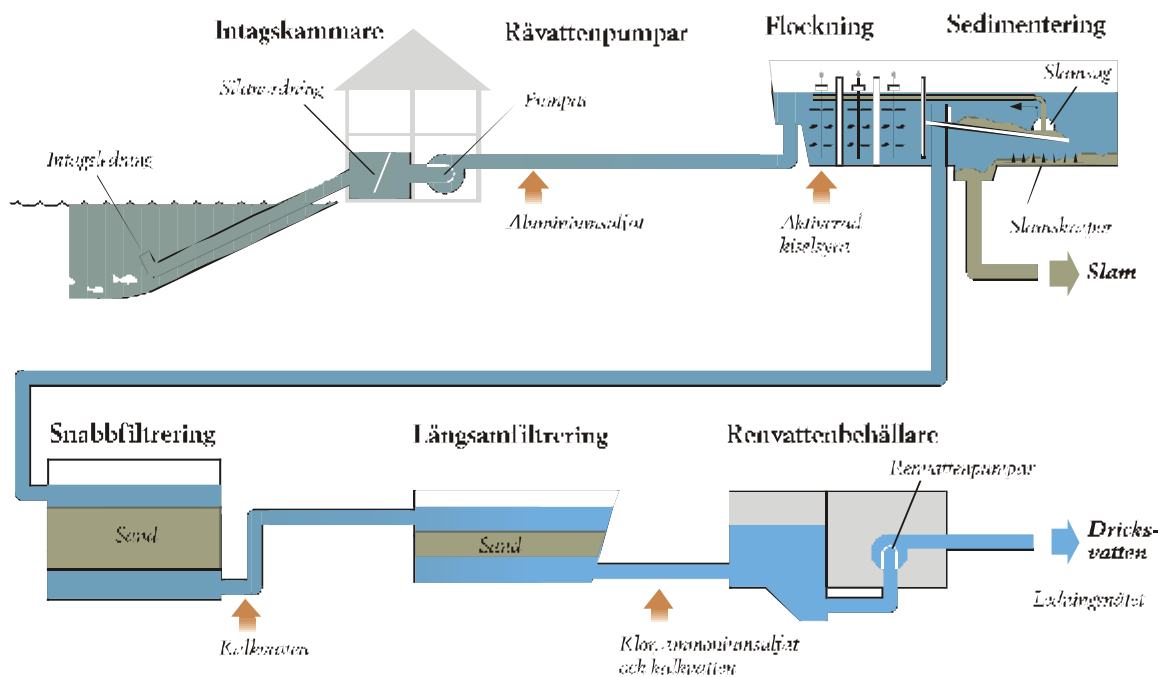


Fig. 2 Vattenreningprocess vid Lovö vattenverk.

3.2. VATTENFÄRG OCH ORGANISKT MATERIAL I SJÖAR

Enligt naturvårdsverket (1999) ligger gränserna för ett svagt färgat vatten mellan 10-25 mg Pt/l och för måttligt färgat vatten mellan 25-60 mg Pt/l. Motsvarande gränser för COD_{Mn} är 4-8 mg/l och 8-12 mg/l.

3.2.1. Struktur

Organiska ämnen i vatten kan indelas i humusämnen och icke-humusämnen. Ämnen som tillhör den senare gruppen består av kolhydrater, proteiner, hartser, pigment och lågmolekylära ämnen (Pierrou, 1977). Akvatiska humusämnen är ofullständigt nedbrutna växtdelar som består av organiska makromolekyler fattiga på kväve. Molekylerna är vanligtvis negativt laddade vid neutrala och sura förhållande. I alloktont organiskt material, det vill säga det som tillförs utifrån, är förhållandet C:N ca 50:1. Hos det material som istället har producerats i sjön, så kallat autoktont, är förhållandet 12:1 (Wetzel, 1975). Alloktont organiskt material är relativt resistent mot degradering (Servais et al., 1987). Upphållstiden i en sjö är viktigt för dess humuskoncentration, eftersom halten humus minskar genom nedbrytning och sedimentering (Engstrom, 1987). Kvoten mellan vattnets färg och dess innehåll av löst organiskt kol (DOC) är som högst under sommaren. I ett längre tidsperspektiv är förhållandet mellan färg och DOC mer konstant (Molot & Dillon, 1997). Enligt Thurman (1985) utgör humusämnen mellan 50 och 75 procent av DOC, och är den största klassen organiska föreningar i naturligt vatten. Akvatiska humusämnen påverkas i sig även av omgivningens pH och jonstyrka. I figur 3 redovisas en schematisk bild av hur konfigurationen av anjoniska humusämnen, påverkas av pH och jonstyrka. På grund av intramolekylära elektrostatiska repulsiva interaktioner, får laddade makromolekyler en utsträckt form (stora hydrodynamiska radier R_h) i sötvatten med neutralt eller alkaliskt pH. Vid hög jonstyrka eller vid lågt pH får molekylerna en ihopringlad form i lösning (små R_h) och utvidgar sig ytterligare från ytan när de är absorberade (Stumm & Morgan, 1996).

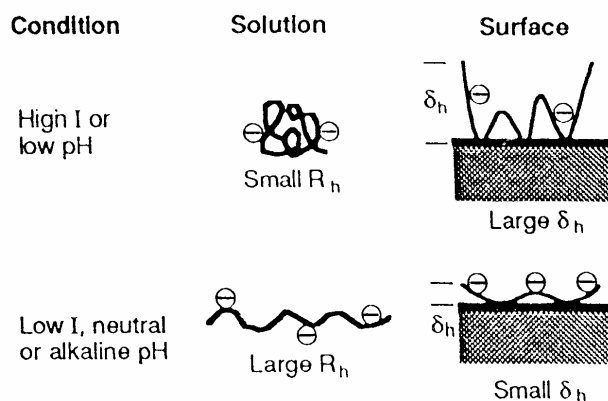


Fig. 3 En schematisk beskrivning av effekterna av jonstyrka (I) och pH på konfigurationen av en humusmolekyl i lösning och på en yta. R_h står för den hydrodynamiska radien hos molekylerna i lösningen och δ_h står för den hydrodynamiska tjockleken hos en absorberad anjonisk polyelektrolyt (Källa: Stumm & Morgan, 1996).

3.2.2. Extern tillförsel av organiskt material

Ett högt färgtal i en sjö indikerar enligt Abrahamsson (2002) i allmänhet på ett humusrikt vatten och/eller innehåll av järn- och manganföreningar. Att järn är starkt korrelerat med vattnets färg påvisades också av Forsberg (1992). Bruna sjöar (> 100 mg Pt/l) är naturligt sura på grund av tillförsel av humussyror från omgivande marker samt eftersom det produceras CO₂ när det organiska materialet bryts ner (Degerman, 1987). När de organiska syrorna löser upp sig i vattendrag ger de vattnet färg (Thurman, 1985).

Enligt Forsberg (1992) är de drivande faktorerna för innehåll av organiskt material och färg i en sjö temperatur och nederbörd (fig. 4). Figuren belyser en trolig påverkan av växthuseffekten på vattnets färg och innehåll av humus. Temperaturen skyndar på fotosyntesen och nedbrytning av organiskt material, och nederbörden ökar avrinningen som tar med sig organiskt material från omgivande marker. Tillfälligt extrema klimathändelser kan ofta leda till större förändringar i ekosystemet än långsiktiga klimatologiska förändringar (Parmesan et al., 2000). Enligt Fölster och Wilander (2002) kan den naturliga variationen av organiskt material i en sjö vanligtvis förklaras av förändringar i vattenflödet och halten av organiskt material i ytvattnet ökar då vattenflödet är högt.

Landskapsparametrar har också påvisats att vara starkt korrelerade med vattnets organiska material och färg (Engstrom, 1987; Gergel et al., 1999; Wetzel, 1992). Lösta humusämnen når vattendragen utan att ha filtrerats genom mineraljorden (Engstrom, 1987), och våtmarker och den litorala delen av landvattenzonen är viktig för vilken typ av DOC som kommer att frigöras, och sedan transporteras vidare till recipientvattnet (Wetzel, 1992). I de områden som är dominerade av våtmarker, är korrelationen mellan andel våtmark i tillrinningsområdet och sjöns innehåll av DOC stark (Gergel et al., 1999). En ökad primärproduktion av skog kan orsaka högre humusproduktion (fig. 4) och en modern skogsskötsel kan förändra nedbrytning av organiskt material. Dessa två faktorer kan leda till ökad humushalt i sjöar (Forsberg, 1992).

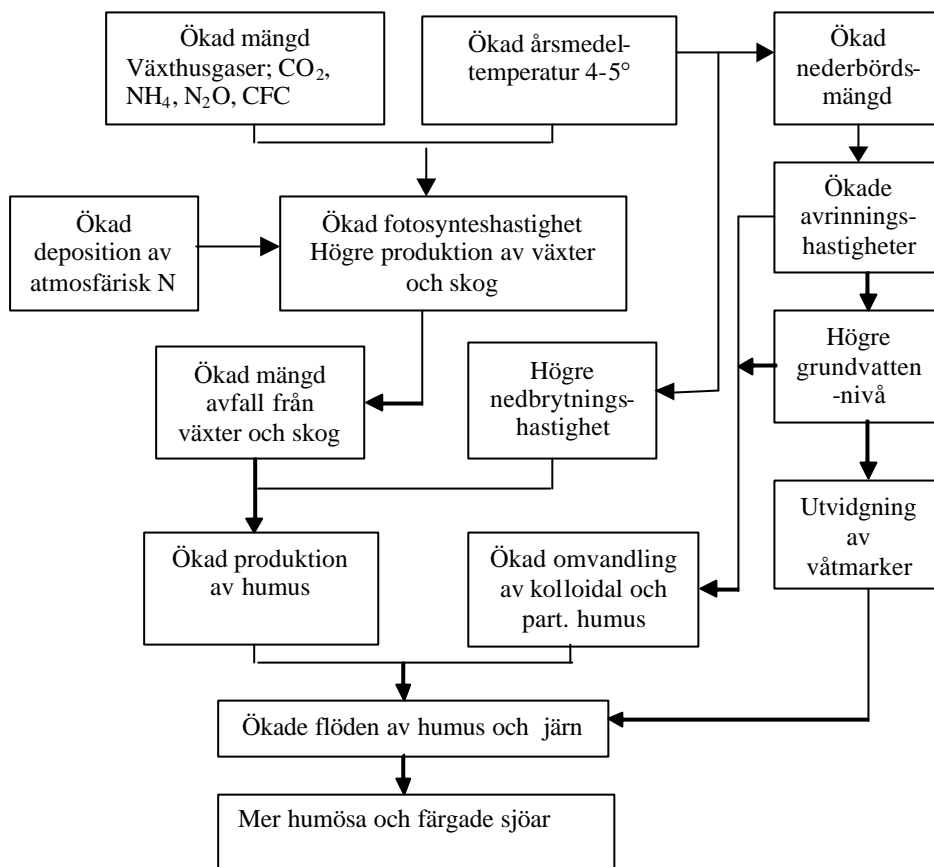


Fig. 4 Växthuseffektens påverkan på vattnets färg och innehåll av humus (Källa: Forsberg, 1992).

3.2.3. Intern produktion av organiskt material

Kväve och fosfor ingår som viktiga byggstenar vid algernas syntes av organiskt material och styr mängden växtplankton. Temperatur och ljus är andra viktiga faktorer som påverkar variationen av mängden växtplankton från år till år (Ahl et al., 1974). Humusämnen gynnar primärproduktionen eftersom de tillför fosfor, men begränsar produktionen till det övre lagret av sjön eftersom humusämnena försämrar ljusklimatet. Vidare fungerar humusämnena som en kvävekälla och kvarhåller järn i vattenvolymen. Sommartid är kväve ofta det tillväxtbegränsande ämnet i bruna sjöar (Degerman, 1987). Islossningens datum har också betydelse för plankton tillväxten. En tidig islossning innebär att hela vattenmassan börjar beblanda sig tidigare. När isen har gått upp förbättras dessutom ljusklimatet i vattenvolymen (Wallin et al., 2000). En kortare isläggning leder enligt Blenckner (2000) till att vattentemperaturen och därmed den bakteriella aktiviteten ökar. Detta kan i sin tur ge en högre frisättning av näringsämnen, med förhöjd växtplanktonbiomassa som följd.

Människans påverkan är också viktig för vattnets kemi. Enligt Karlsson (1989) kan mänsklig bebyggelse och aktivitet drastiskt förändra eutrofikationen i ett vattensystem. Önskad mängd fosfor och kväve till ytvatten, kan påverka vattnets kvalitet negativt.

Mänsklig påverkan genom industriell verksamhet och utsläpp från reningsverk inverkade på mängden organiskt material och näringsämnen i de fyra största sjöarna i Sverige (Willén, 2001).

3.3. STATISTISK BEHANDLING AV EKOLOGISKA TIDSSERIER

3.3.1. Metoder för att beskriva långa tidsserier

Förändringar i tidsserier kan ofta förklaras med olika typer av naturliga variationer. Naturliga variationer i klimatet kan beskrivas som en slumpmässig variation. Ofta är värdena autokorrelerade i tiden, exempelvis följs ofta ett högt värde av ytterligare ett högt värde (Fölster & Wilander, 2002). Det kan också förekomma längre cykliska variationer i klimatet. Hurrell (1995) noterade stora variationer i norra Atlantens klimat som sträckte sig över decennier. Variationerna relaterades till lågfrekventa förändringar i "North Atlantic Oscillation" (NAO). Moberg (1996) påvisade att det finns en cyklisk variation med periodtiden 22.8 år i långa tidsserier över lufttemperaturen i Sverige och Eriksson (1981) visade att en liknade cyklisk variation även kan ses i nederbördsdata. Möjliga orsaker till denna variation är enligt Moberg (1996) solsystemets 22 åriga bana och NAO. Fölster och Wilander (2002) påvisade att även i tidsserier av vattenkemi finns en cyklisk variation med periodtid 23 år och med minimum i år 1972. I flera studier som berört förändringar i halter under lång tid, har naturliga variationer i halter först tagits bort genom flödesnormering (Fölster & Wilander, 2002; Löfgren, 1991; Karlsson, 1989; Stålnacke et al., 1999). Utöver dessa naturliga klimatologiska variationer förekommer även förändringar som är påverkade av människans aktivitet, som kan orsaka brytpunkter i tidsserien (Fölster & Wilander, 2002).

I flera storskaliga miljövårds- och ekologiska problem, där experiment är integrerade eller oetiska, används regressionsmetoder i ett försök att ta reda på inverkan av en uppsättning av oberoende variabler (X) på en beroende variabel (Y) (Mac Nally, 1999). Flera forskare använder dessutom envariata¹ metoder, som regression och partiell korrelation, vilket betyder att de först analyserar varje enskilt X med Y för att få en preliminär modellreduktion (MacCall et al., 1996; Fisher, 1997). Enligt Mac Nally (1999) kan det vara statistiskt farligt att behandla X-variablerna enskilt eftersom de samverkar.

Multipel Linjär Regression (MLR) är en utvidgning av enkel linjär regression, och används i de fall då det finns flera förklarande variabler. En MLR-modell kan beskrivas enligt ekvation (1). De variabler vilkas koefficienter är signifikanta behålls i modellen (Helsel & Hirsch, 1992).

$$Y = \mathbf{b}_0 + \mathbf{b}_1 X_1 + \mathbf{b}_2 X_2 + \dots + \mathbf{b}_k X_k + e \quad (1)$$

där β_0 = linjens skärning med Y-axeln
 $\beta_0, \beta_1, \dots, \beta_k$ = lutningskoefficienter
e = modellfelet

¹ Univariate

Ett mått på hur bra regressionen är fås genom R^2 -värdet (2) som beskriver hur stor del av variansen i Y som kan förklaras av regressionen (Helsel & Hirsch, 1992).

$$R^2 = 1 - \frac{SSE}{SS_y} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}{\sum_{i=1}^n e_i^2} \quad (2)$$

En förfinad variant av MLR är multipel regression med antingen framåt eller bakåt urvalsprocedur av X-variabler. En framåt urvalsprocedur börjar med en modell utan X-variabler och lägger först till det X som har högst korrelation med Y, och sedan inkluderas den variabel som har näst högst korrelation med Y och så vidare. Den slutliga modellen är framtagen då alla X som inverkar på Y är inkluderade i modellen. Bakåt urvalsprocedur börjar i stället med en modell med alla X-variabler inkluderade och tar sedan bort variabler tills modellen inte förbättras om ytterligare X tas bort. En stegvis urvalsprocedur är en kompromiss av framåt och bakåt urval och använder båda metoderna parallellt (Mac Nally, 1999). Stegvis multipel regression har använts i flera studier av ekologisk karaktär (Bolger et al., 1997; Munger et al., 1998; Naughton-Trevis, 1998). Beroende på om modellens syfte är att förklara orsakssamband eller om den ska användas till prediktion, används olika metoder. För att finna den bästa modellen för prediktion kan stegvis urvalsprocedur av variabler vara att föredra. Om syftet istället är att hitta en förklaring till Y-parametern är det viktigt att parallellt studera alla möjliga modeller (Mac Nally, 1999).

3.3.2. Problem vid statistisk analys

En linjär trend, som regressionsanalyser tar fram, är ofta en grov förenkling av förändringen i tidsserien. Detta gäller speciellt om tidsserien uppvisar brytpunkter eller svängningar med låg frekvens. Tidsserien är då inte monoton, dvs. det förekommer en brytpunkt där tidsserien kan delas upp i två avsnitt med olika riktningar på lutningarna (Fölster & Wilander, 2002).

Ofta är autokorrelation i tiden vanligt i de flesta tidsserier av vattenkemi, och innebär att ett värde är mer likt t.ex. det närmast föregående värdet än värden längre bort i tiden trots att X-variabler lagts till i modellen (Fölster & Wilander, 2002). Skillnaden mellan det verkliga Y-värdet och det värde som modellen returnerar kallas residual och skrivs på formen enligt (3). Autokorrelationer inom tidsserier är ett allvarligt problem eftersom nästan alla statistiska tekniker antar att residualerna är oberoende (Kirchner, 1996).

$$Y_i = a + b_1 X_{i1} + \dots + b_n X_{ni} + e_i \quad (3)$$

$$e_i = Y_i - a - b_{i1} - \dots - b_n X_{ni}$$

Enligt Kirchner (1996) finns det flera metoder att upptäcka och åtgärda korrelationer inom serier. Autokorrelationer kan detekteras genom Durbin-Watson's test eller genom att studera residualernas beteende. Durbin-Watson's test är standardmetoden för att upptäcka autokorrelationer hos residualer, och bygger på att residualerna vid tiden t jämförs med

residualerna vid tiden t-1 enligt ekvation (4) (Kirchner, 1996). D jämförs sedan med ett kritiskt värde som tar hänsyn till antal data, n, och antal X-variabler, k, se bilaga 1. Durbin-Watson's test fungerar inte om modellen är dynamisk, det vill säga innehåller gamla Y- och X-värden (Gujarati, 1995).

$$D = \frac{\sum_{i=2}^n (e_i - e_{i-1})^2}{\sum_{i=1}^n e_i^2} \quad (4)$$

Autokorrelation hos residualerna kan bero på att det finns linjära eller cykliska trender som inte syns i variablerna. Detta kan tas hänsyn till genom att i modellen inkludera trigonometriska funktioner (Kirchner, 2003). Kvalitativa variabler, eller binära variabler¹ som innehåller 0 eller 1 värden, kan användas för att indikera om ett värde är i en speciell säsong för att på så sätt förklara variationen som finns inom eller mellan år (Hirsch et al., 1991). Variabler som beskriver månadsvariationen inom ett år beskrivs i tabell 1.

Om X-variablerna är korrelerade med varandra kan problem uppstå vid multipel regression. Det innebär att X-variabler som är oberoende av Y-variabeln, inkluderas i modellen eftersom de korrelerar med beroende X-variabler i modellen. Andra beroende X-variabler kan förloras i den slutliga modellen på grund av konkurrens från de oberoende variablerna. Detta problem kan frångås genom att studera olika modeller (Mac Nally, 1999).

R²-värdet kan ge en felaktig bild vid multipel regression (Mac Nally, 1999). Ju fler variabler som läggs till i modellen, desto lägre blir SSE och ju högre R² (2). Ett bättre mått är R²_a som tar hänsyn till antal förklarande variabler, och därmed antal frihetsgrader, genom att inkludera en viktfaktor som beskriver förhållandet mellan det totala antalet frihetsgrader och felets antal frihetsgrader (5) (Helsel & Hirsch, 1992).

$$R^2_a = 1 - \frac{n-1}{n-p} \frac{SSE}{SS_y} = 1 - \frac{MSE}{SS_y/(n-1)} \quad (5)$$

där n är antal observationer
p antal koefficienter, dvs. antal X-variabler adderat med 1.

¹ Binary dummy variables

Tab. 1 De binära variablernas utseende under ett år

<i>Binära variabler</i>	<i>Feb</i>	<i>Mar</i>	<i>Apr</i>	<i>Maj</i>	<i>Jun</i>	<i>Jul</i>	<i>Aug</i>	<i>Sep</i>	<i>Okt</i>	<i>Nov</i>	<i>Dec</i>
Januari	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Februari	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mars	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
April	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Maj	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Juni	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Juli	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Augusti	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
September	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Oktober	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
November	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
December	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

4. SYFTE

Studien syftade till att 1) undersöka vilka vattenkemiska förändringar, främst i färgtal och halt organiskt material, som skett sedan år 1935 i det inkommande råvattnet till Lovö vattenverk, och 2) utreda vad dessa förändringar beror på med hjälp av statistiska metoder. Studien syftade vidare till att 3) utreda om de senaste årens höga färgtal och halter COD_{Mn} i Mälaren kommer att bli vanligare i framtiden.

5. MATERIAL OCH METODER

5.1. BESKRIVNING AV PLATS FÖR UNDERSÖKNINGEN

Mälarens tillrinningsområde är 22 603 km², vilket motsvarar 5 % av Sveriges yta (fig. 5). Området som delas mellan sex län och ett 50-tal kommuner, består till 70 % av skog, 20 % av åker- och ängsmark samt 11 % av sjöar. Sjöarealen där öar och holmar är inkluderade uppgår till 1617 km², varav den totala vattenytans areal är 1096 km². Två huvudriktningar av vattentransport kan urskiljas i Mälaren, en väst-östlig och en nord-sydlig riktning. Olika jordartssammansättningar i de västliga och östliga delarna av tillrinningsområdet är huvudorsaken till att vattenkvaliteten från de olika delarna skiljer sig åt. Tillrinningsområdet till nordöstra Mälaren består av relativt näringsrik morän och ovanpå den ligger delvis karbonatrik lera. Utbredning av torvmark är i dessa områden låg, vilket gör att avrinningsvattnet till Mälaren har en ringa vattenfärg men är näringsrikt på grund av berggrunden. Förhållandena i de nordvästra delarna av tillrinningsområdet är de motsatta, här är jordarten karbonat- och näringsfattig men andelen torvmark är hög. Avrinningsvattnet från de västra delarna har därför en tydligare färg men är mindre näringsrik än vattnet från de nordöstra delarna. (Wallin et al., 2000). Avrinningsvattnet från de båda delarna når Lovö vattenverk (Abrahamsson, 2003, personlig kontakt).

På 1940-talet blev Mälaren striktare reglerat, men under samma tidsperiod hade människans aktivitet en negativ inverkan på sjön. Avfallsmängder från tätorter ökade

kraftigt, liksom användandet av handelsgödsel. Utbyggnaden av reningsverk slutfördes 1973, och från 1940-talet fram till dess minskade tillförsel av näringsämnen till Mälaren successivt. Vidare minskade utsläpp av fosfor från fabriker kraftigt (Andersson, 1982).

Temperaturskiktningen i Mälaren börjar utvecklas i maj till juni. Språngskiktet ligger först på ca 6 meter och sjunker sedan gradvis under sommaren. Transport av näringsämnen upp till ytan förhindras av språngskiktet (Lännergren, 2002).

Mälarens flikighet och örikedom gör att sjön tydligt kan delas in i avgränsande bassänger. I Wallin et al. (2000) redovisades en bassängindelning (Figur 6) som bygger på en ursprunglig indelning i fem bassänger som gjordes redan på 1800-talet (Ekman 1877). Bassäng E, ur vilken Lovö vattenverk hämtar sitt vatten, har en uppehållstid på 0,4 år vilket kan jämföras med bassäng C och D som har uppehållstider på 1,8 respektive 1,2 år och med den totala uppehållstiden i Mälaren på 2,8 år. Uppehållstiden bidrar också till skillnader i vattenkvalitet. Bassäng E har ett medeldjup på 14,0 meter och en areal på 96,5 km² (Wallin et al., 2000). Figur 7 visar en vattenbalans för åren 1981-95 för de olika MälARBASSÄNGERNA.



Fig. 5 Mälarens tillrinningsområde (Källa: Wallin et al., 2000).

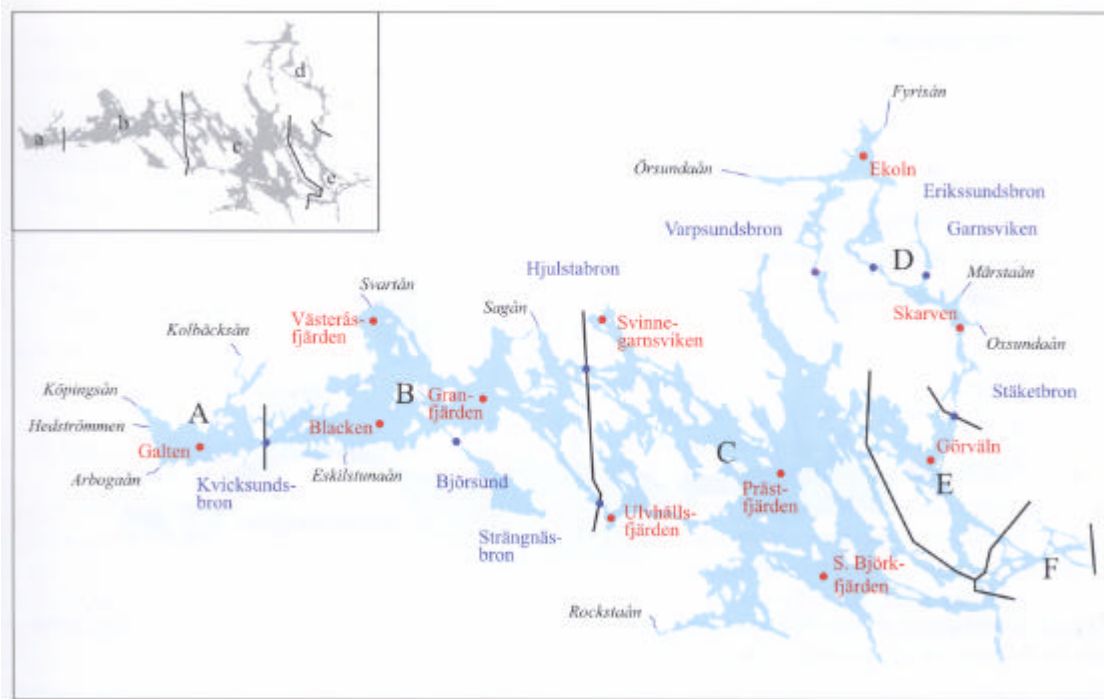


Fig. 6 Bassängindelning av Mälaren (Källa: Wallin et al., 2000).

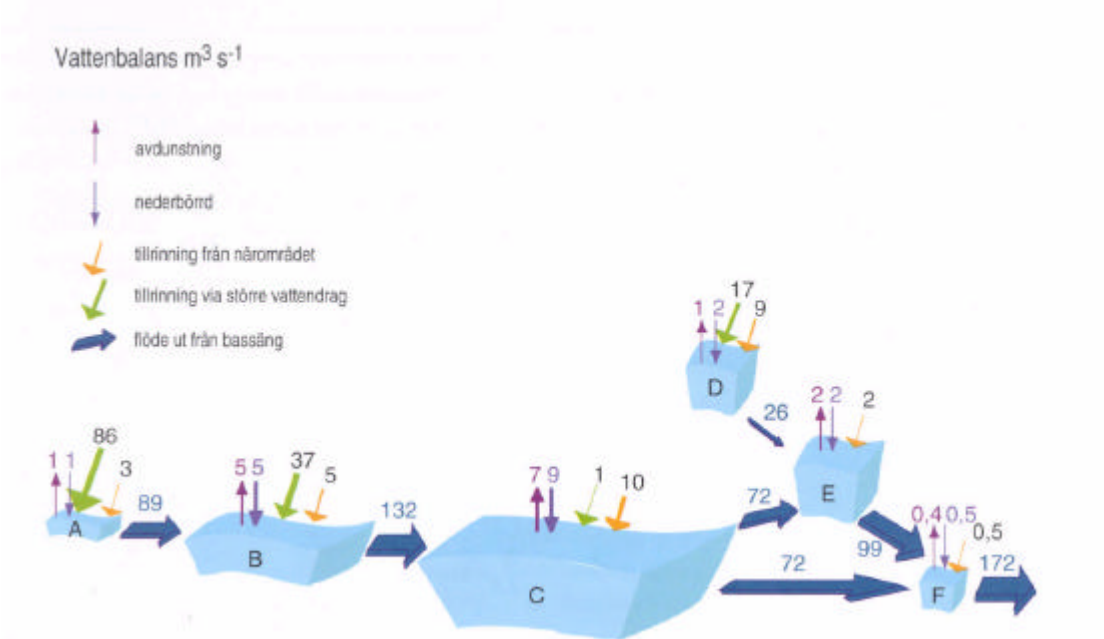


Fig. 7 Vattenbalans för de olika MälARBASSÄNGERNA (Källa: Wallin et al., 2000).

5.2. PROGRAMVARA

Data digitaliserades i Microsoft Excel, och programmet användes även för att skapa diagram och utföra enklare beräkningar. Den statistiska mjukvaran MINITAB (Minitab, 2003) användes för alla statistiska analyser.

5.3. INSAMLING AV MATERIAL

De variabler som ansågs inverka på vattenfärg och COD_{Mn} -halt sammanställdes. Vattenkemiska parametrar hämtades från laboratoriet på Lovö vattenverk, förutom i de fall då parametrarna inte hade analyserats vid verket. I dessa fall användes resultat av analyser gjorda på råvatten från Lambarfjärden och södra Görväln (fig. 1). Meteorologiska och klimatologiska parametrar samlades dessutom in, liksom uppgifter om markanvändningen i Mälarens tillrinningsområde.

5.3.1. Insamling av material från Lovö vattenverk

Resultat från samtliga dagliga analyser vid Lovö vattenverk fanns digitaliserade från och med år 1994. Uppgifter om TOC, färg, grumlighet och alkalinitet i råvattnet finns digitaliserade efter 1991, och dessa värden finns redovisade i Abrahamsson (2002). Veckomedelvärden digitaliserades för nio olika råvattenparametrar (tab. 4) och för perioden 1935 till 1993. Omvandlingsfaktorer mellan TOC och COD_{Mn} beskrivs i box 1. Endast uppgifter från intagskammare Rå 1 användes, eftersom tidsserien för Rå 2 endast sträcker sig tillbaka till 1964.

Uppgifter om tillsatt dos fällningskemikalier samt halt organiskt material i renvatten togs fram för att få en uppfattning av hur mycket av råvattnets organiska material som har renas under den studerade perioden. Detta gjordes även för att få ett indirekt mått på om det organiska materialet har ändrat karaktär och blivit mer svårfällt. Omvandlingsfaktorer mellan TOC och COD_{Mn} för renvatten ser lite annorlunda ut än för råvatten (box 1). I studien användes omvandlingsfaktorn 0,012 mellan de olika turbiditetsmetoderna ZP och FNU, men en stor osäkerhet föreligger. I Örebro används faktorn 0,0133 (Uhrzander, 2003, personlig kontakt). Årsmedelvärden över tillsatt dos aluminiumsulfat samlades in från Stockholm Vattens årsberättelser för Stockholm Vatten (1921-1951, 1954-1964, 1965-1973). Från och med 1975 och framåt fanns digitaliserade uppgifter om använda fällningskemikalier, vilka redovisas i Abrahamsson (2002).

Tab. 2 Råvattenparametrar som digitaliserades. Om ingenting annat anges har parametrarna analyserats med samma typ av analysmetod sedan Lovö vattenverk togs i bruk, 1933

<i>Råvatten-parameter</i>	<i>Enhet</i>	<i>Analysmetod vid Lovö vattenverk</i>	<i>Anmärkning</i>
Intagsdjup	m		5, 10 eller 23 m, eller en kombination av dessa.
Vattentemperatur	°C		
pH		SS 02 81 22	
Alkalinitet	HCO ₃ ⁻	SS 02 81 39	Parametern har analyserats sedan 1944.
Färgtal	mg Pt/l	SS-EN ISO 7887	
Turbiditet	ZP		Metoden användes mellan 1933 och 1975.
	FNU	SS-EN 27 027	Metoden har använts sedan maj 1975.
KMnO ₄ -tal	mg/l	KMS122	Metoden användes mellan 1933 och 1997.
TOC	mg/l	SS-EN 1484	Metoden har använts sedan 1997.

Box 1 Omräkningsfaktorer från permanganattal (KMnO₄) till COD_{Mn} och från TOC till COD_{Mn} för råvatten och renvatten (Blomberg, 1998). Förhållandet mellan COD_{Mn} och permanganattal är teoretiskt och beror på skillnad i viktmassa

<i>För råvatten</i>	
$COD_{Mn} = \frac{KMnO_4}{3,95}$	$TOC = \frac{COD_{Mn}}{0,85} \Rightarrow COD_{Mn} = \frac{KMnO_4}{0,85 * 3,95}$
<i>För renvatten</i>	
$COD_{Mn} = \frac{KMnO_4}{3,95}$	$TOC = \frac{COD_{Mn}}{0,72} \Rightarrow COD_{Mn} = \frac{KMnO_4}{0,72 * 3,95}$

5.3.2. Insamling av övriga vattenparametrar

Eftersom fosforanalyser inte har utförts vid Lovö vattenverk, användes i stället data från Lambarfjärden respektive Riddersvik (fig. 1). Lambarfjärden användes som provplats från och med år 1975, och dessförinnan användes den närliggande platsen Riddersvik. Från 1982 och fram till 2002 fanns digitaliserade värden över fosfat-fosfor och total-fosfor och dessförinnan hämtades uppgifter om halter från årssammanställningar över undersökningar i Östra Mälaren (Stockholms stads gatukontor, 1968-1973; Stockholms vatten- och avloppsverk, 1974-1981). Värden från 15 meters djup digitaliserades. Kvartalsanalyser av ammonium (NH_4), nitrat (NO_3), samt nitrit (NO_2) har gjorts vid Lovö vattenverk, men värden saknades mellan år 1974 och 1977. I stället användes tidsserier över nitrit-, nitrat-, ammoniumkväve och även organiskt kväve¹ som uppmätts vid södra Görväl (fig. 1) sedan 1965. Detta material fanns tillgängligt via hemsidan för Institutionen för Miljöanalys vid Sveriges Lantbruksuniversitet, SLU, (2003). Från denna hemsida hämtades även absorptions- och sulfatvärden från södra Görväl. År 1983 byttes metoden för sulfatanalys för denna provplats från metoden Mach till IC. Institutionen för Miljöanalys på SLU har arbetat internt med omvandlingsformeln enligt (6) (Källa: Karlsson, 2003, personlig kontakt). Formeln uppfyller inte ett exakt samband och brister finns. Permanganattalen som användes till uträkningen var uppmätta vid södra Görväl och är liksom sulfatvärdena tagna från hemsidan för Institutionen för Miljöanalys.

$$SO_4_IC = -0,0114 + 1,003 * SO_4_Mach - 0,00147 * KMnO_4 \quad (6)$$

där SO_4_IC är sulfathalt (mekv/l) analyserad med IC-metoden
 SO_4_Mach är sulfathalt (mekv/l) analyserad med Mach-metoden
 $KMnO_4$ är permanganattalet

5.3.3. Insamling av meteorologiska och hydrologiska parametrar

Tidsserier över nederbördsmängd och lufttemperatur i Uppsala från 1930 till 2002 hämtades från Uppsala universitet (Bergström, 2003, personlig kontakt). Uppgifter om vattenföringen i Mälaren från 1943 till 2002 fanns tillgängliga och digitaliserade på Stockholm Vatten. Vattenföringen i Mälarens utlopp har uppmätts vid Norrström i Stockholm (Wallin et al., 2000). Information om vattenföringen under 1958 och 1964 till 1968 saknades i Stockholm Vattens material, och inhämtades därför från arkivet på Stockholms Hamn AB.

Uppgifter om islägnings- och islossningsdatum i Kyrkfjärden och Svartsjöviken fanns tillgängligt hos SMHI. Dessa mätserier började inte förrän efter 1965, och det saknades dessutom värden för flera år i mitten av serierna. En mätserie från Bornsjön som sträckte sig från 1930-talet till 2002 användes för att approximera dessa årtal. Samtliga observationspunkter skiljer sig dessvärre från förhållandena i Mörbyfjärden som är vattentäkt för Lovö vattenverk (fig. 1), men Kyrkfjärden påminner mest om denna plats. Information om grundvattennivåer hämtades från SGU (Åsman, 2003, personlig kontakt). Runt Mälaren fanns tidsserier från områdena vid Nántuna, Sigtuna, Vaxholm och

¹ Organiskt kväve beräknades som Kjeldahlkväve subtraherat med $\text{NH}_4\text{-N}$.

Eskilstuna. Dessa tidsserier hade olika längd och ingen av serierna sträckte sig under hela perioden 1935-2002. En tidsserie från Sigtuna (6616205, 1603811¹) användes eftersom denna täckte upp intervallet från 1965 och fram till 2002, och kunde därför användas vid analys av näringsämnen.

5.3.4. Markanvändning i Mälarens tillrinningsområde

Studier av markanvändning i Mälarens tillrinningsområde utfördes av SCB endast 1980-1981, 1988 och 1995. För att få en mer historisk bild, samlades information in om förändring i markanvändning från 1930-talet fram till 1990-talets slut i de länen som tillhör Mälarens tillrinningsområde. Dessa är Stockholm, Uppsala, Södermanland, Örebro, Västmanland och Dalarna län. Dalarna län hette tidigare Kopparbergs län. Uppgifter om de olika länen fanns tillgängliga mellan 1927-1966 i SCB:s jordbruksräkningar och därefter i lantbruksräkningar. Det antogs att markanvändningen inte kraftigt förändras mellan år, och därför valdes det endast ut fyra år under perioden, 1937, 1956, 1981 och 1992. Storleksförändringar av areal åker- och skogsmark studerades för dessa år. Efter 1992 fanns inga uppgifter om total andel åkermark och skogsmark i de olika länen, utan endast av företag med mer än 2,0 hektar åker- respektive skogsmark. Andel myrmark i de olika länen fanns beskrivet i skogsstyrelsens årsrapport (Joshi, 2002). Brukningsmetoder i jord- och skogsbruk har varierat kraftigt under den perioden 1935-2002 och kan eventuellt ha påverkat förändringar i organiskt material och färgtal i Mälaren. I denna rapport undersöktes endast utbredning av dikning i skogsbruket.

5.4. BEHANDLING AV DATA

5.4.1. Diagram och kvoter

I ett första steg studerades förändringar i kemiska halter och klimat ur ett historiskt perspektiv. Tidsserier plottades och jämfördes. Kvoter mellan färg och COD_{Mn} , absorbans och COD_{Mn} samt mellan COD_{Mn} och organiskt kväve undersöktes för att få en uppfattning om hur ursprunget av organiskt material i Mälaren har förändrats under den studerade perioden.

Åren 1945, 1975 och 2001 valdes sedan ut för detaljstudie. Dessa år valdes eftersom det 1945 och 2001 uppnåddes extremt höga färgtal och organiska halter i råvattnet, medan värdena 1975 var mycket låga. Årstidsvariationer i färgtal, COD_{Mn} , lufttemperatur, isläggnings och islossningsdatum, nederbörds mängd samt vattenföring studerades och jämfördes sinsemellan åren. Nederbörden och vattenföringen valdes att förskjutas ett år gentemot färg och COD_{Mn} eftersom det tidigare visats av Wallin och Weyhenmeyer (2001) att nederbörden 2000 påverkade färgen först efterföljande år.

¹ Enligt Sverige rikets koordinatsystem, RT90 2,5 gon V.

5.4.2. Statiska analyser på hela tidsserien

De framtagna variablerna hade olika provtagningsfrekvens under den studerade perioden, och innan de statistiska analyserna utfördes togs det fram homogena dataserier med samma längd och frekvens. Vattenföring i Mälarens utlopp vid Norrströms började inte uppmätas förrän sommaren 1943, varför 1944 blev startåret vid statistisk analys. Klimatologiska tidsserier fanns redan som månadsvärden och årsmedelvärden, men för vattenparametrar från Lovö vattenverk fanns data endast som veckomedelvärden. Under den studerade perioden utfördes analyserna med olika regelbundenhet, främst när det gällde färganalysen. Istället för att bilda månadsmedelvärden togs det första veckomedelvärdet i varje månads ut. Orsaken till detta var att variansen inte skulle påverkas av olika analysfrekvenser. Statistiska analyser utfördes alltså på data från perioden 1944-2002 med variablerna i tabell 3. När Y- och X-variabler i fortsättningen anges åsyftas variablerna i tabell 3. De övriga variablerna, framtagna i denna studie, har analyserats färre än tolv gånger per år och tidsserier över dessa parametrar började inte förrän efter 1960-talets mitt.

Färg och COD_{Mn} består till stor del av humussyror, vilka påverkar pH. Ur ett perspektiv av orsak och verkan ansågs det därför inte rimligt att använda pH som en X-variabel. Istället användes alkaliniteten, som ansågs också vara ett grovt mått på grundvattennivån samt en variabel som påverkar lösligheten av organiskt material.

Värden som såg onormala ut, så kallade outliers, detekterades och korrigerades endast om de var felaktiga. I övriga fall ansågs dessa outliers vara ”naturligt” extrema värden. Det saknades information om färg i råvattnet 1992 vid Lovö vattenverk, och analyser utfördes inte i södra Görväln under 1996 och 1998. Eftersom MINITAB klarar regression trots uteblivna värden, återgärdades inte denna felkälla.

Tab. 3 Variabeluppställning för statistisk analys

Variabler	Enhet
<i>Med värden i intervallet 1944-2002</i>	
Y	
COD_{Mn} -halt	mg/l
Färgtal	mg Pt/l
X	
Nederbörds mängd	mm/år
Lufttemperatur	°C
Vattenföring i Mälaren, Q	$\text{Mm}^3/\text{år}$
Förändring i vattenföring, ΔQ	$\Delta \text{m}^3/\text{år}$
Alkalinitet	HCO_3/l
Vattentemperatur	°C

För att få ett pålitligt resultat utfördes tre olika statistiska metoder, enligt exempel från Mac Nally (1999). Först undersöktes envariata korrelationer, då alla X-variabler plottades var för sig mot respektive Y-variabel enligt ekvation (7). Signifikans och R²-värdena antecknades.

$$Y_t = \mathbf{b}_1 + \mathbf{b}_2 * X_t + e_t \quad (7)$$

där e_t är modellfelet eller residualen.

I nästa steg utfördes multipel regression för respektive Y-variabel, vattenfärg COD_{Mn}. Alla X-variabler inkluderades först och plockades bort om de inte var signifikanta på 0,250 nivån ($p > 0,250$). Då de kvarvarande X-variablerna var signifikanta utfördes en residualanalys för den framtagna modellen. Mälaren är en stor sjö och X-variablerna vattenföring och nederbörd är tidsförskjutna i förhållande till Y-variablerna och kan inverka på halterna under en längre tid. Detta skapade en tröghet i systemet som gjorde att autokorrelationen hos residualerna blev mycket hög. Koycks transformation för dynamiska modeller (Gujarati, 1995) tillämpades på systemet. Det innebar att det gamla Y-värdet lades in i modellen för att få bort flera variabler med olika tidsförskjutningar (box 2). Nederbörd och vattenföring hade svag korrelation med Y-variablerna om de inte försköts i förhållande till dessa och den första förskjutna faktorn som hade betydande korrelation med Y-variablerna användes. Fölster och Wilander (2002) visade att förändringen i vattenföringen mot föregående år, ΔQ^1 , kunde förklara 10 % av förändringen i vattenkemiska variabler i vattendrag. Eftersom denna parameter indirekt togs med i det gamla Y-värdet uteslöts denna faktor vid multipel regression.

För att ta hänsyn till säsongsvariationer användes 11 binära variabler med ettor som indikerade vilken månad det var (Helsel & Hirsal, 1992). För den första månaden i året, januari, behövdes ingen variabel, eftersom de övriga beskrev avvikelser från denna månad. De månader som var signifikanta i modellen ansågs skilja sig från de övriga månaderna. Tabell 1 beskriver utseendet på de 11 binära variablerna under ett år.

Som ett komplement till vanlig multipel regression utfördes även stegvis multipel regression med kombinerad framåt och bakåt uttagning av X-variabler. Signifikansnivån för tillägg av variabler till modellen var liksom för borttagning av modeller 0,115. Denna signifikansnivå var "defaultvärde" i MINITAB.

¹ $\Delta Q = Q_{t-1} - Q_t$

Box 2 Koyck transformation vid fördelade tidsförskjutningsmodeller (Källa: Gujarati, 1995)

$$Y_t = \mathbf{a} + \mathbf{b}_0 * X_t + \mathbf{b}_1 * X_{t-1} + \mathbf{b}_2 * X_{t-2} + \dots + U_t \quad (7)$$

Koyck antagande: $\mathbf{b}_k = \mathbf{b}_0 * \mathbf{I}^k \quad k = 0, 1, \dots$ (8)

$$\Rightarrow Y_t = \mathbf{a} + \mathbf{b}_0 X_t + \mathbf{b}_0 \mathbf{I} * X_{t-1} + \mathbf{b}_0 \mathbf{I}^2 * X_{t-2} + \dots + U_t \quad (9)$$

$$Y_{t-1} = \mathbf{a} + \mathbf{b}_0 X_{t-1} + \mathbf{b}_0 \mathbf{I} * X_{t-2} + \mathbf{b}_0 \mathbf{I}^2 * X_{t-3} + \dots + U_{t-1} \quad (10)$$

(3) subtraherat med $\mathbf{I} * (4) \Rightarrow Y_t = \mathbf{a} * (1 - \mathbf{I}) + \mathbf{b}_0 X_t + \mathbf{I} * X_{t-1} + V_t$ (11)
där $V_t = U_t - \mathbf{I} * U_{t-1}$

5.4.3. Trender och brytpunkter i tidsserierna

Halterna flödesnormerades för att se om det fanns några tydliga trender i förändring av färg samt COD_{Mn} - halt förutom de naturliga variationerna. Eftersom det finns stora tidsfördröjningar i flödet och vattenflödet är reglerat användes endast årsvärden. Flödesnormeringen gjordes enligt mönster från Stålnacke & Stålnacke (1990) (12). Denna metod användes även av Löfgren (1991).

$$y_{\text{norm}}(t) = [y(t) - [a + b_1 * Q(t) + \dots + b_n * Q(t-n)]] + y_{\text{medel}} \quad (12)$$

där y_{norm} = flödeskorrigerad halt vid tiden t
 $y(t)$ = observerad halt vid tiden t
 $Q(t)$ = observerat flöde vid tiden t
 y_{medel} = observationsseriens medeltal
 $a + b_1 * Q(t) + \dots + b_n * Q(t-n)$ = regressionsekvation n med en eller flera tidsförskjutna flöden

Eftersom uppehållstiden i bassäng E är 0,4 år och i hela Mälaren 2,8 år (Wallin et al., 2000), användes tre variabler för flödet, vattenföringen vid tiden t, Q_t , samt vattenföringen förskjutet med ett respektive två år, Q_{t-1} och Q_{t-2} .

Ett trendtest utfördes sedan med de flödesnormerade halterna. Enligt Helsel & Hirsch (1992) kan ett trendtest utföras genom en enkel linjär regression med tiden enligt (13). Om b_1 inte är skild från noll kan hypotesen att det finns en trend inte förkastas.

$$Y = \mathbf{b}_0 + \mathbf{b}_1 * T + e_t \quad (13)$$

där T är tiden
e är residualen.

Utöver denna monotona trend antogs det även finnas en stegtrend orsakad av en minskning i utsläpp från fabriker och reningsverk under 1960-1970-talen. Enligt Andersson (1982) minskade tillförseln av näringsämnen till Mälaren successivt mellan 1967 och 1973 då utbyggnaden av reningsverken var slutförd. Ett enkelt test för stegtrend gjordes genom att anpassa modell (14) till de flödesnormerade värdena.

$$Y_t = \mathbf{b}_0 + \mathbf{b}_1 * B_t + e_t \quad (14)$$

B är en binär variabel som innehåller nollor fram till brytpunkten, därefter ettor (Helsel & Hirsal, 1992). Brytpunkten antogs ligga någonstans mellan år 1965 och 1975, och den brytpunkt som gav mest korrelation med COD_{Mn} och färg användes. Om faktorn b var skild från noll vid signifikansnivån 0,05 (p<0,05) ansågs det finnas en stegtrend.

Enligt Moberg (1996) finns det en 23-årig cykel i 250-åriga tidsserier av lufttemperatur i Sverige. För att studera om det fanns en sådan cyklisk klimatvariation i färg och COD_{Mn}-halt, anpassades serierna till en sinuskurva med frekvensen 23 år. Om sinuskurvan kunde förklara mer än 20 % av variansen i halten (R²>0,2), ansågs det föreligga en cyklisk trend.

5.4.4. Modellanpassning för prediktion

Vid modellframtagningen delades tidsperioden 1944 till 2002 in i två dataset, den första delen användes för kalibrering av modeller och den andra delen för validering. År 1976 intog både COD_{Mn} och färg sina lägsta årsmedelvärden under perioden. Året användes som brytpunkt eftersom inverkan från utsläpp från reningsverk och industrier antogs vara försummande små efter detta årtal. Året användes som brytpunkt även av Löfgren (1991). Proceduren som användes vid modellframtagning åskådliggörs i figur 8. Standardavvikelse och medelvärde för Y-variablerna, färg och COD_{Mn}, beräknades för samtliga variabler i de olika intervallen. Antal observationer i intervallen samt maximum- och minimum-värden noterades också.

Modellanpassningen gjordes med de X- och Y-variabler som tidigare använts (tab. 3), men istället för månadsvärden tillämpades årsvärden. I ett första steg kalibrerades modeller för Y-variablerna, Färg och COD_{Mn}, i tidsintervallet 1944-1976. Multipel regression användes för modellframtagning eftersom det ger möjlighet till residualanalys med Durbin-Watson test (se avsnitt 3.4.2) samt uppritning av grafer över residualernas beteende. Nederbörd och vattenföring försköts ett år mot Y-variablerna. Från början togs alla variabler med i modellen och de variabler som inte var signifikanta (p>0,250) togs bort och en ny modell anpassades till de kvarvarande variablerna. Den slutliga modellen var den då alla variabler var signifikanta. För att kunna jämföra denna framtagna modell, togs det fram ytterligare två modeller för varje Y-parameter. Vid framtagning av modell 2 inkluderades tiden samt en binär variabel i parameteruppställningen och variablerna testades på nytt för signifikans. Orsaken till att inkludera dessa variabler var att det i avsnitt 6.2.2. påvisats att det fanns monotona negativa trender och stegtrender i de färg- och COD_{Mn}-serierna. Slutligen antogs det finnas en tröghet i systemet som gör att halten färg samt COD_{Mn} under ett år beror på om det föregående året hade hög eller låg halt. Y_{t-1} inkluderades som variabel och multipel regression användes på nytt för att få fram den uppsättning av variabler som var signifikanta.

Residualanalyser utfördes på samtliga modeller och de korsvaliderades sedan inom kalibreringsintervallet. Korsvalidering bygger på att en observation lämnas ute vid regressionen och modellen predikterar denna observation. Proceduren upprepas för alla observationer, som en efter en utelämnas och predikteras. Modellens totala predikteringsfel kan beskrivas med PRESS "Prediction Error Sum of Squares" enligt (15) (Helsel & Hirsch, 1992). Bokstaven (i) indikerar på den i:te observationen och $y(i)$ är regressionens uppskattning av det verkliga värdet y_i baserad på regressionsmodellen som har skapats utan denna observation (Helsel & Hirsch, 1992).

$$PRESS = \sum_{i=1}^n e(i)^2 = \sum_{i=1}^n (Y_i - \hat{Y}(i))^2 \quad (15)$$

Modellerna validerades till sist mot ett nytt dataset i tidsintervallet 1977-2002. För att jämföra modellerna med varandra beräknades SSPE, "Sum of Square Prediction Error" enligt (16). Ju lägre SSPE är desto bättre är modellen. Regression utfördes även mellan de sanna Y-värdena och de predikterade, för att studera hur väl de överrensstämde.

$$SSPE = \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{Y}_i)^2 \quad (16)$$

Om modellen som skapades med data från det tidiga tidsintervallet kunde tillämpas på den senare perioden, antogs samma orsaksförhållande råda inom de båda intervallen.

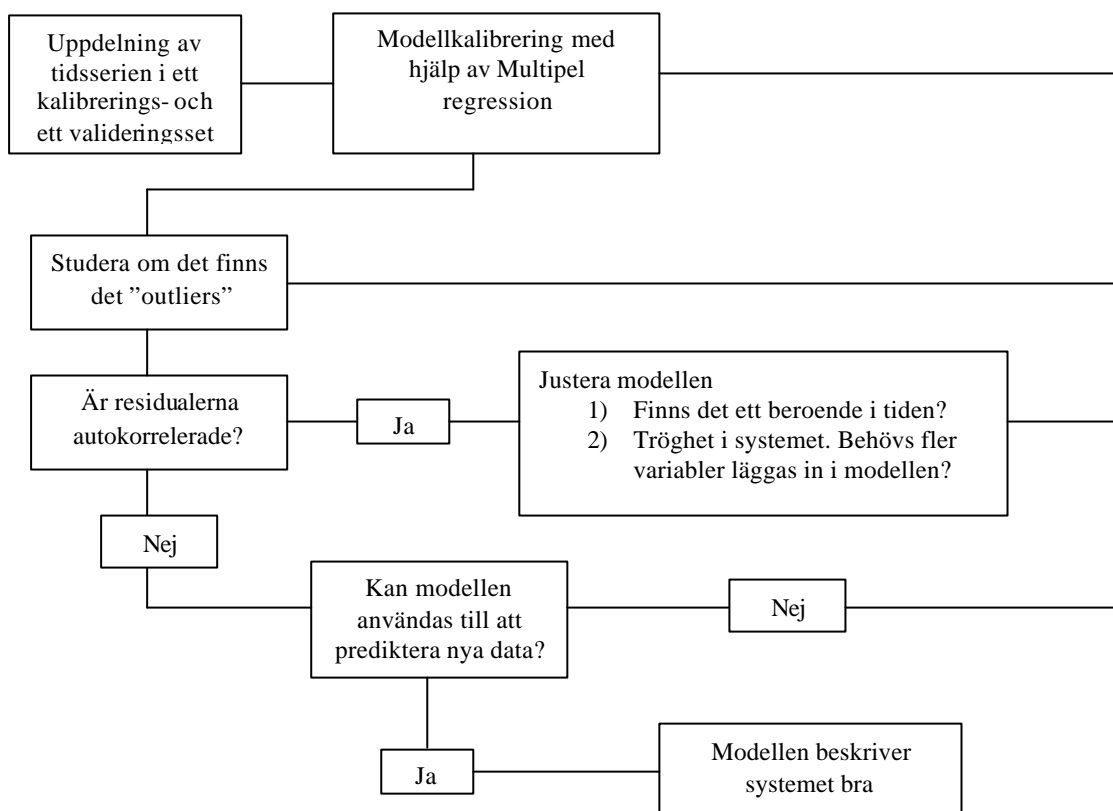


Fig. 8 Metodstruktur för modellframtagning för prediktion.

5.4.5. Analys av kväve, fosfor och sulfat

Uppgifter om kväve, fosfor och sulfat i södra Görväln (fig. 1), fanns för perioden 1967-2002. Först studerades dessa ämnens korrelation med färg respektive COD_{Mn} -halt genom enkel linjär regression, därefter tillämpades multipel regression med alla variabler enligt tabell 4. Framtagna modeller korsvaliderades inom intervallet för att få ett mått på hur bra de anpassades till nya data. Eftersom humusämnena i sig tillför fosfor och kväve till vattendragen (Degerman, 1987), är det inte rätt ur orsak- och verkansynpunkt att bygga en modell med dessa X-variabler. Det ansågs ändå ge ett mått på hur dessa variabler samverkar i akvatisk miljö. För att undersöka faktorer som i sin tur påverkar fosfor, kväve och sulfat studerades dess korrelation med nederbörd, vattenföring och grundvattennivå.

Tab. 4 Parameteruppställning för statistisk analys

Variabler		Enhet
<i>Med värden i intervallet 1944-2002</i>		
Y	COD _{Mn} -halt	mg/l
	Färgtal	mg Pt/l
X	Organiskt kväve	µg/l
	NO ₂ -N + NO ₃ -N	µg/l
	NH ₄ -N	µg/l
	Fosfatfosfor	µg/l
	Totalfosfor	µg/l
	Sulfathalt	mekv/l

5.4.6. Framtidsscenarier

Framtidsscenarier av råvattnets färg och halt COD_{Mn} diskuterades med hjälp av framtagna modeller och uppgifter om vattenföring 2002-2003. Sweclims¹ klimatscenarier studerades för att få ett längre tidsperspektiv, och undersöka hur eventuella klimatförändringar kommer att förändra vattnets kvalitet. Detta jämfördes med orsaker till vattnets brunhet och innehåll av organiskt material, framtagna genom denna studie.

¹ Swedish Regional climate modelling programme (Sweclim, 2003).

6. RESULTAT

Resultatet redovisas under tre rubriker; förändringar under den studerade perioden, statistiskt analys och slutligen framtidsscenarioer. I den sista delen kompletteras orsakssamband, framtagna genom statistisk analys, med klimatscenarioer enligt Sweclim.

6.1. FÖRÄNDRINGAR UNDER DEN STUDERADE PERIODEN

6.1.1. Kemiska variabler

Figur 9 och 10 beskriver förändringen i färgtal och COD_{Mn} vid Lovö vattenverk från 1935 till 2002. Färg uppnådde höga toppar under 1937, 1945, 1981, 1986 och 2001, medan värdena var låga under hela 70- och 90-talen (fig. 9). COD_{Mn}-serien uppvisar ett lite annorlunda mönster än färgserien. Fram till slutet av 60-talets början låg COD_{Mn}-halterna på en högre nivå än under resten av perioden, därefter inträffade en kraftig nedgång (fig. 10). Sedan 1995 har både färg och COD_{Mn} tydligt ökat. Färgtal är ett visuellt mått på vattnets brunhet, medan absorbans är ett mer objektiva mått. Figur 11 visar att under perioden 1967-2002 följde absorbansen och färgtalen varandra väl.

Turbiditeten följer samma mönster som färgtal och COD_{Mn} från 1975 och framåt (fig. 12), men extrema värden noterades 1937, 1945 och 1955. Observera att övergången från ZP- till FNU-metoden 1975, är osäker. Alkaliniteten ökade från mitten av 1970-talet fram till slutet av 1990-talet, dessförinnan var det även höga värden under 1950-talet (fig. 13).

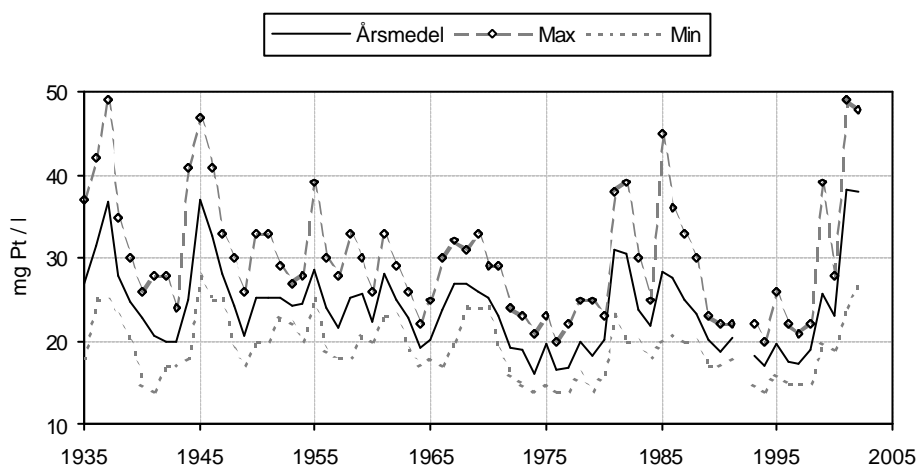


Fig. 9 Förändring av färgtal i Lovö vattenverks råvatten, 1935-2002.

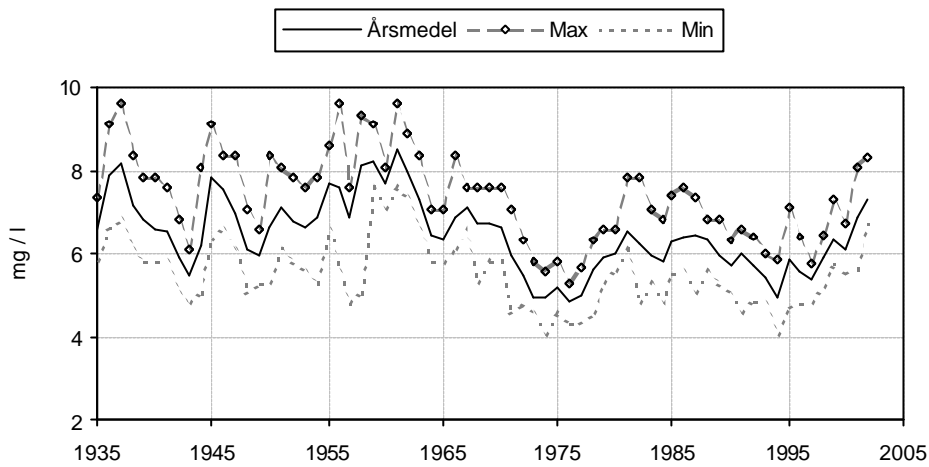


Fig. 10 Förändring av COD_{Mn} i Lovö vattenverks råvatten, 1935-2002. Analysmetoden bytte från COD_{Mn} till TOC 1997.

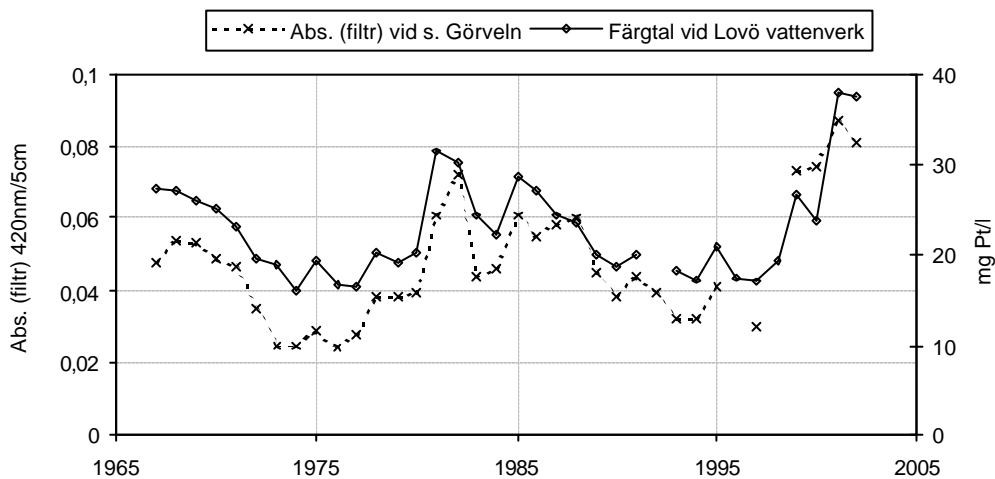


Fig. 11 Jämförelse mellan filtrerade absorbansvärden, uppmätta vid södra Görveln (Källa: Institutionen för Miljöanalys SLU, 2003) och färgtal i Lovö vattenverks råvatten.

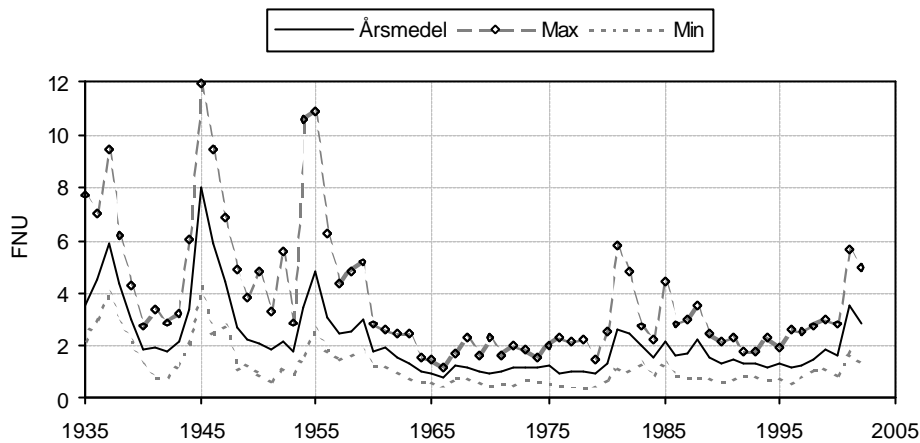


Fig. 12 Förändring av turbiditet i Lovö vattenverks råvatten, 1935-2002. Analysmetoden byttes från ZP till FNU 1975.

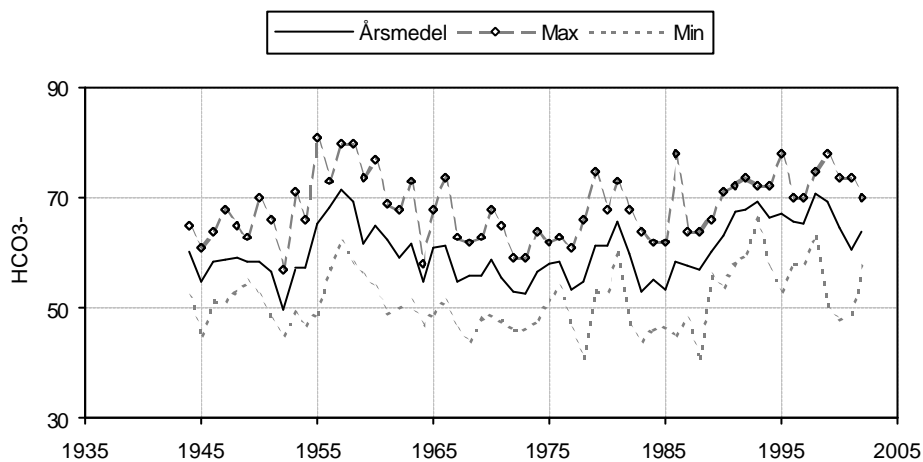


Fig. 13 Alkalinitet (vid pH 4,8) i Lovö vattenverks råvatten, 1944 – 2002.

6.1.2. Klimat

Figur 14 visar förändringen i nederbörd och lufttemperatur i Uppsala mellan 1935 och 2002. Det glidande 10-årsmedelvärdet visar att nederbörden var lägst under 1970-talet och högst under 1980-talet (fig. 14a). Lufttemperaturen ökar sedan slutet av 1980-talet (fig. 14b). Figur 15 visar endast höstnederbördens förändring under tidsperioden 1935-2002. Enligt Wallin och Weyhenmeyer (2001) var den nederbördsrika hösten 2000 orsaken till de höga färgtalen efterföljande år. De höga färgvärdena under 1935-1936, 1944, 1981-1982 och 1985 (fig. 10) kan kopplas samman med höga nederbördsmängder föregående höst. Även 2000 hade en topp i höstnederbörd, dock inte lika utpräglad som de övriga åren. I Västerås var nederbördsmängden 2000 mycket hög. Enligt Weyhenmeyer et al. (2003) var

nederbörden där 523 mm under andra halva av år 2000, vilket var det högsta noterade värdet sedan 1965. I Uppsala var nederbörden under motsvarande period 433 mm, vilket var ett högt värde men inte lika extremt som i Västerås. Vattenföringen i Mälaren kan ses som ett bättre mått på tillflöden från hela Mälarens tillrinningsområde. Figur 16 visar hur vattenföringen i Mälarens utlopp förändrats sedan 1944 till 2002. Vattenföringen var låg under i stort sett hela 1970- och 1990-talen, och intog mycket höga värden under 1944, 1967 och 2000.

Figur 17 visar dagar på året innan islossning för de tre provplatserna Bornsjön, Kyrkfjärden och Svartsjövik. För samtliga platser avvek 1989 och 1990 med mycket tidiga islossningar. Av de 15 år med tidigast islossning, inträffade 14 av dem efter 1985. Islossningen i Bornsjön inträffade vanligtvis senare än hos de övriga två platserna under perioden 1965-2002.

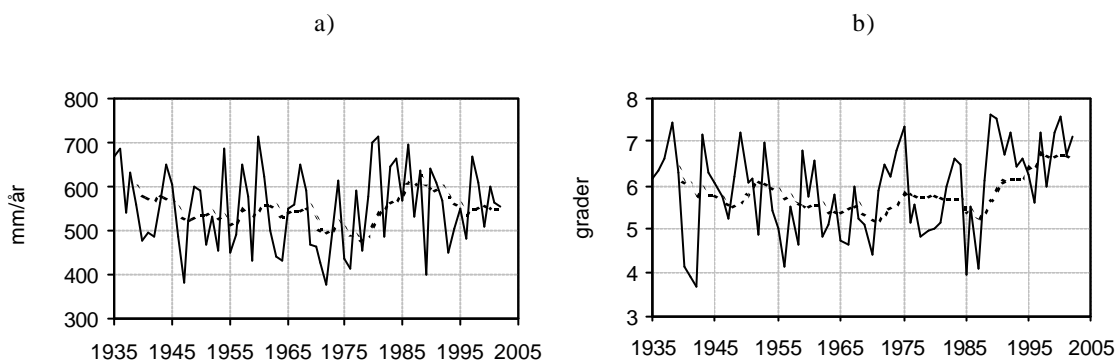


Fig. 14 Grafer över a) nederbördsmängd och b) lufttemperatur i Uppsala under 1935-2002 (Källa: Bergström, 2003, personlig kontakt). Streckad linje visar ett glidande 10-årsmedel.

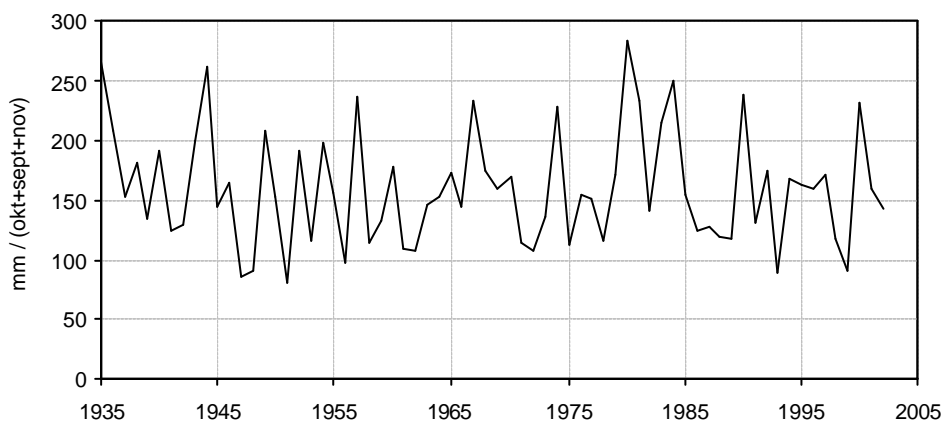


Fig. 15 Total nederbörd under september, oktober och november i Uppsala, 1935 – 2002 (Källa: Bergström, 2003, personlig kontakt).

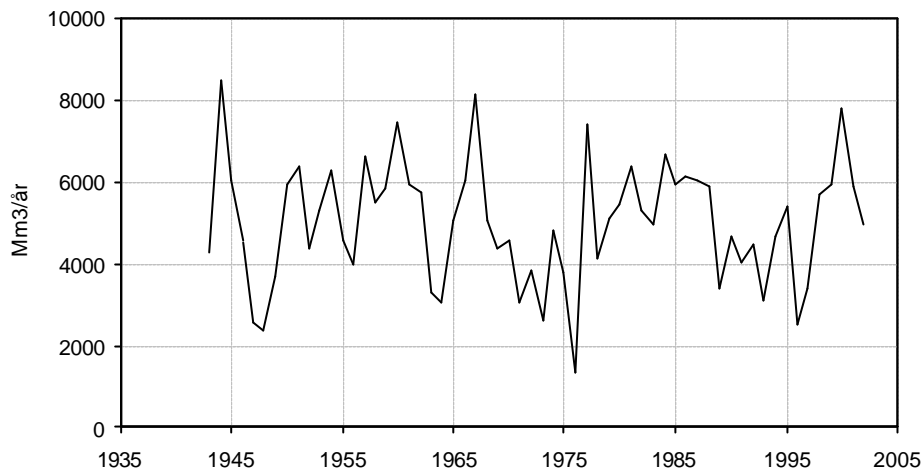


Fig. 16 Total vattenföring per år i Mälarens utlopp vid Norrström (Källa: Stockholms Hamn AB).

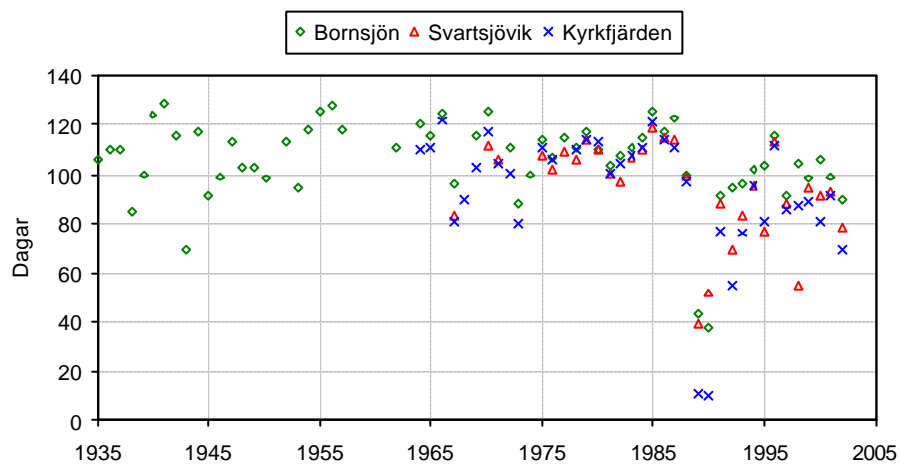


Fig. 17 Islossning i Bornsjön, Kyrkfjärden och Svartsjövik, antal dagar in på året (Källa: Westman, 2003, personlig kontakt).

6.1.3. Reningseffekt vid Lovö vattenverk

Gränsvärdet för COD_{Mn} i dricksvatten är 4,0 mg/l, men riktvärdet ligger på 2,0 mg/l (Livsmedelverket, 2003). Figur 18 redovisar hur halten COD_{Mn} har varierat i Lovö vattenverks renvatten sedan 1935. Gränsvärdet passerades ett fåtal gånger under perioden, och då endast tillfälligt. Sedan 1935 har ett årsmedelvärde av COD_{Mn} i renvatten inte överstigit den kritiska gränsen. Kvoten mellan procentuell renad mängd COD_{Mn} och tillsatt dos aluminiumsulfat i fällningssteget visade tydligt på att det var lättare att fälla ut det organiska materialet under mitten av sextio-talet fram till nittio-talet än under resten av perioden (fig. 19a). Figur 19b visar istället kvoten mellan renad mängd i mg/l och tillsatt dos. Denna kvot varierade kraftigt under hela perioden, men var hög under de perioder med höga färgtal som 1945, 1981 och 1986 men var under hela 70-talet låg. Från och med mitten av 1990-talet har liten mängd organiskt material renats trots hög dos. Vid Lovö vattenverk regleras först dos aluminiumsulfat av råvattnets alkalinitet, och om turbiditeten i det utgående vattnet trots denna dosering är hög ökas dosen. Mängd tillsatt aluminiumsulfat är därför inte direkt kopplat till råvattnets färg och halt COD_{Mn}.

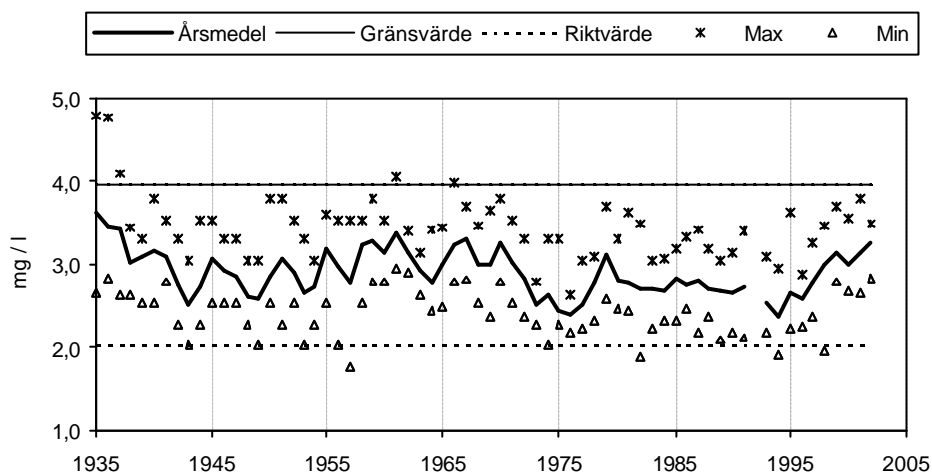


Fig. 18 COD_{Mn}-halt i utgående renvatten från Lovö vattenverk.

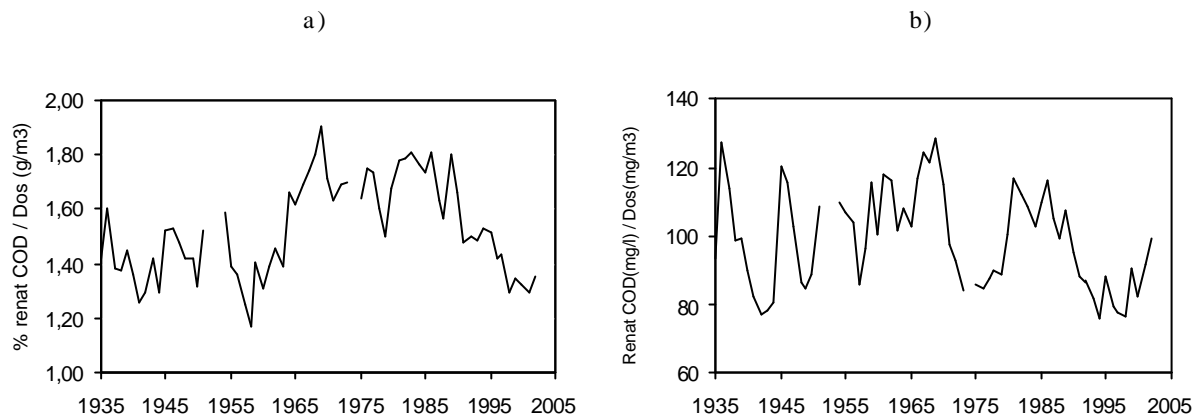


Fig. 19 Kvoten mellan a) renad mängd COD_{Mn} (mg/l) i procent och tillsatt dos (g/m³) och b) total renad mängd COD_{Mn} (mg/l) och tillsatt dos (mg/m³).

6.1.4. Markanvändning i Mälarens tillrinningsområde

Förändring i markanvändning i länen, som till viss del ligger i Mälarens tillrinningsområde, redovisas i figur 20. Utbredningen av åkermark under 1937-1992 minskade i alla län förutom i Uppsala län (fig. 20a). Skogsmarkens areal ökade i alla län utom i Stockholm län, och ökningen var tydligast i Uppsala län (fig. 20b). I Kopparbergs län (numera Dalarna län) varierade skogsmarksarealen runt 2000 000 hektar under perioden, och var därmed betydligt högre än i de övriga länen. Areal skogsmark i Kopparberg län redovisas därför inte i figur 20b. Länet är skogsrika men däremot är andelen myrmark liten, endast mellan 1-7 % av den totala landarealen utgörs av myrmark (Joshi, 2002). Enligt Gergel et al. (1999) kan en korrelation mellan sjöns färg och andelen våtmark ses endast om våtmarken utgör en betydande del av tillrinningsområdets yta. Skogsdikning finansierades med bidrag från Skogsstyrelsen fram till 1992. Totalt har nästan 1,4 miljoner hektar skogsdikats med bidrag, och dikningen var som intensivast under perioden 1923-79 (Ekelund & Hamilton, 2001).

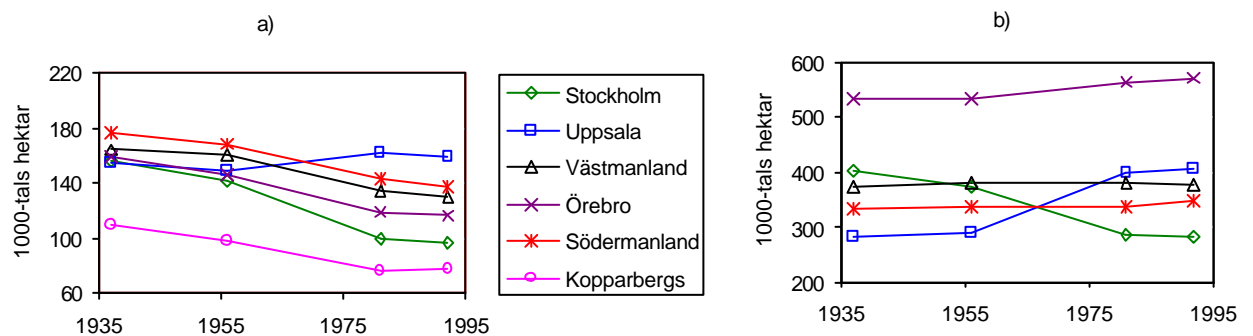


Fig. 20 Utveckling av a) åkermark och b) skogsmark under 1937-1992 i länen som angränsar till Mälarens tillflöden (Källa: SCB, 1958; SCB, 1983 och SCB, 1993).

6.1.5. Kvoter

Kvoten mellan filtrerad absorbans, uppmätt vid södra Görväln, och COD_{Mn} - halter från Lovön, steg mellan 1967 till 2002, men denna ökning beror på att de sista fyra åren avviker från de övriga (fig. 21a). Enligt Fölster och Wilander (2002) indikerar en ökning i kvoten på att det organiska materialet har fått en ökad brunhet. Ett brunt organiskt material innebär att andelen humusämnen är hög. Enligt Fölster & Wilander (2002) betyder ofta också en minskad C/N -kvot, att det organiska materialet blivit mer brunt. Figur 21b visar att kvoten mellan COD_{Mn} och organiskt kväve uppmätt vid södra Görväln. Det organiska materialet under 1960-talet var mindre brunt, och bestod därför mer av autoktont organiskt material än under den övriga delen av perioden.

I figur 22 visas kvoten mellan färg och COD_{Mn} sedan 1935, samt vattenföringen förskjuten med ett år. 2001 nådde kvoten värdet 5,5, vilket var det högsta värdet under hela den studerade perioden. Förändringen i kvoten under de två senaste decennierna kan förklaras som en följd av förändring i vattenföring, och därmed ökad terrester tillförsel. En ökning i vattenföringen påverkar kvoten först efterföljande år (fig. 22). Under den övriga delen av perioden kunde inte en ökning i vattenföring kopplas samman med ökad kvot.

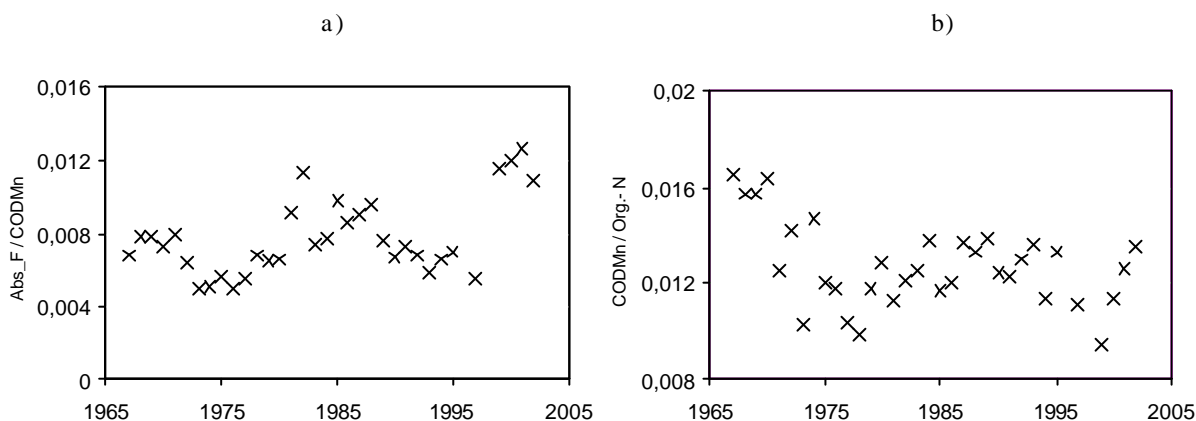


Fig. 21 Kvoterna a) Filtrerad absorbans / COD_{Mn} och b) COD_{Mn} / organiskt kväve (absorbansvärden och halt organiskt kväve är tagna från Institutionen för Miljöanalys SLU (2003)).

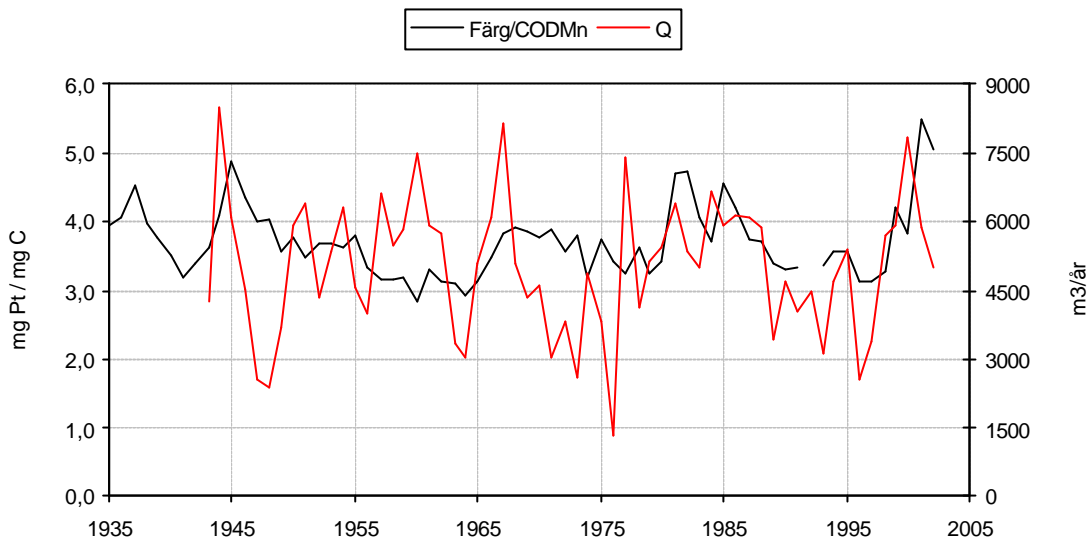


Fig. 22 Förändring i kvoten färg/COD_{Mn} mellan 1935-2002 och vattenföringen i Mälarens utlopp uppmätt i Norrström (Källa: Stockholms Hamn AB).

6.1.6. Detaljstudie av tre år

En detaljstudie av åren 1945, 1975 och 2001 visade att färghalt samt COD_{Mn}-halt i stort sett följer samma säsongsmönster för åren 1945 och 2001 (fig. 23). Dessa år var färg- och COD_{Mn}-rika, medan det under 1975 var låga halter. Samtliga år uppvisade en gradvis ökning av färg och COD_{Mn} till och med vecka 25, därefter successiv minskning. Under höstarna var halterna mer stabila. Skillnaden mellan COD_{Mn} för åren 1945 och 2001 var större än skillnaden i färg mellan samma år.

Figur 24 visar temperaturen i Uppsala under 1944-45, 1974-75 och 2000-01. Sommaren 1944 var betydligt varmare än de övriga, och 2000 avvek med mycket höga temperaturer under slutet av året. Enligt korrelationsanalysen fanns det mest korrelation mellan nederbörd/vattenföring och färgtal respektive COD_{Mn} om nederbörden/vattenföringen försköts ett år. Säsongsvariationer för nederbörd och vattenföring studerades för de utvalda åren (fig. 25). Uppgifter om nederbörd i Uppsala visade att under år 1944 och 2000 var nederbörden främst koncentrerad under hösten (fig. 25a). Den genomsnittliga nederbördsmängden för de studerade åren var i stort sett lika: 600 mm under år 2000, 615,3 mm under år 1974 samt 650,1 mm under år 1944. Vattenföringen visade på större skillnad mellan åren (fig. 25b). Den totala vattenföringen under 1944, 1974 och 2000 var 8499 Mm³, 4841 Mm³, respektive 7828 Mm³. Orsaken till att nederbörds- och vattenföringsdata gav så olika resultat kan vara att nederbördsdata från Uppsala beskriver bara förhållande på en plats i Mälarens tillrinningsområde, medan vattenföringen är ett mått på tillflöden från avrinningsområdets alla delar.

Isläggnings- och islossningsdata från Svartsjövik, Kyrkfjärden och Bornsjön (fig. 1) visade att året 2000-2001 var isvaraktighet längre jämfört med åren 1944-1945 och 1974-1975 (tab. 5). Jämförelser av datum för endast islossning mellan de studerade åren visade att under 1975 inträffade islossningen 15-20 dagar senare än under de två andra åren (tab. 5).

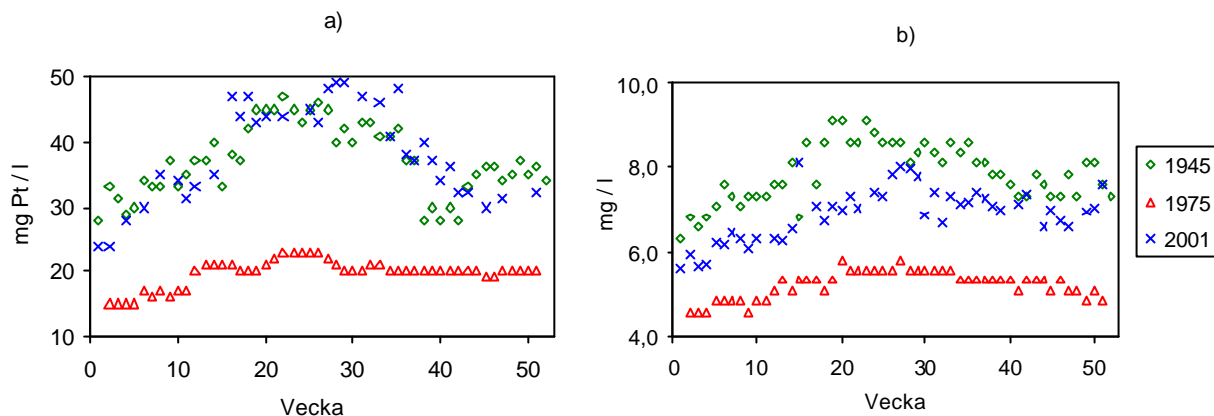


Fig. 23 Säsongsvariationer för a) färg och b) COD_{Mn} uppmätta vid Lovö vattenverk 1945, 1975 och 2001.

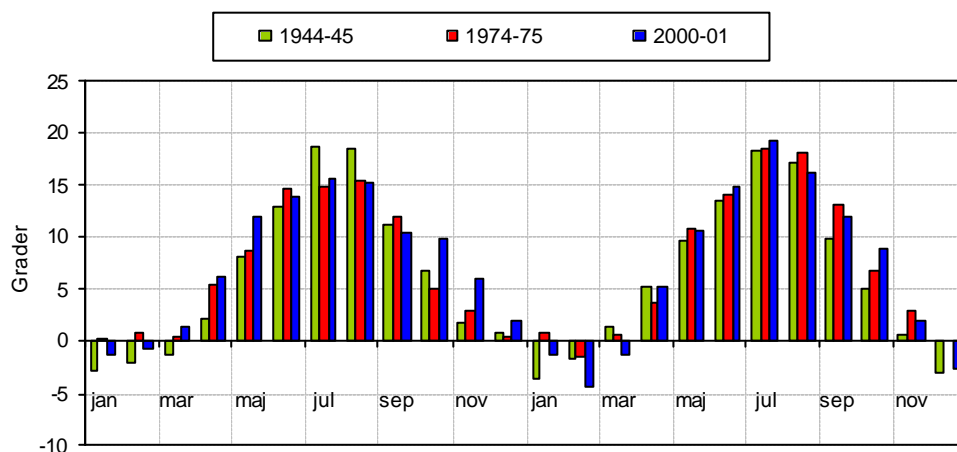


Fig. 24 Lufttemperatur i Uppsala under 1944-45, 1974-75 och 2000-01 (Källa: Bergström, 2003, personlig kontakt).

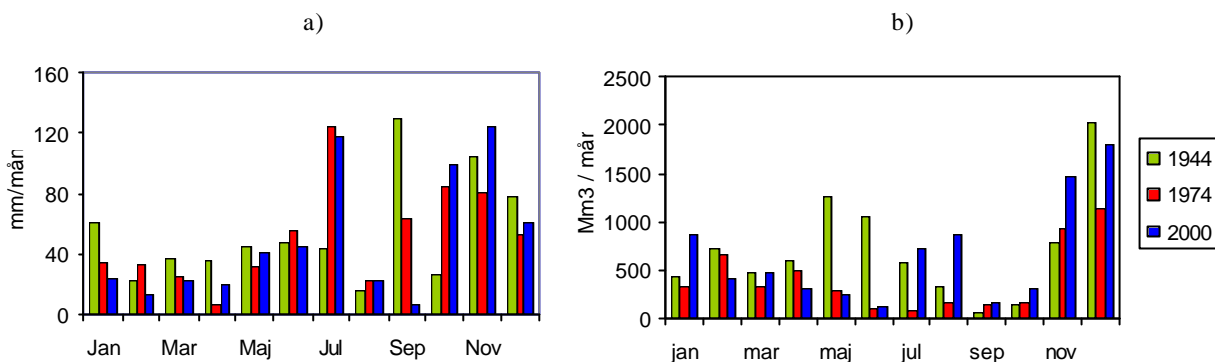


Fig. 25 Säsongsvariationer av a) nederbördsmängd i Uppsala och b) vattenföring i Mälarens utlopp under 1944, 1974 och 2000 (Källa: Bergström, 2003, personlig kontakt; Stockholms Hamn AB).

Tab. 6 Datum för isläggning och islossning på tre olika observationsplatser åren 1944-45, 1974-75 och 2000-01 (Källa: Westman, 2003, personlig kontakt)

År	Observationsplats	Datum för isläggning (dd.mm.åå)	Datum för islossning (dd.mm.åå)	Isens varaktighet (dagar)
1944-	Svartsjövikén	-	-	-
1945	Kyrkfjärden	-	-	-
	Bornsjön	22.12.44	02.04.45	101
1974-	Svartsjövikén	01.12.74	19.04.75	139
1975	Kyrkfjärden	13.02.75	22.04.75	68
	Bornsjön	31.12.74	25.04.75	127
2000-	Svartsjövikén	23.12.00	04.04.01	102
2001	Kyrkfjärden	06.02.01	02.04.01	55
	Bornsjön	15.01.01	10.04.01	87

6.2. STATISTISKA ANALYSER

6.2.1. Orsakssamband under hela tidsperioden

Statistik över varje variabel som användes i de statistiska analyserna (tab. 3) kan ses i bilaga 2 och 3, där redovisas antal värden, maximum-, minimum- och medelvärde samt standardavvikelse för alla månads- och årsserier. Regressionsanalyser med månadsserier i intervallet 1944 till 2002, mellan varje X-variabel och Y-variablerna färg respektive COD_{Mn} visade att ingen X-variablerna var starkt korrelerade med Y-variablerna (tab. 6).

Om nederbörd och vattenföring försköts i förhållande till färg och COD_{Mn} blev korrelationerna starkare (bilaga 4), men för övriga X-variabler försämrades korrelationen om de försköts i förhållande till dessa. Förändringen i vattenföringen, ΔQ , korrelerade negativt med färg och COD_{Mn} . Om parametern försköts i förhållande till Y-variablerna minskade korrelationen. Vattenföringen, Q , var den X-parameter som korrelerade mest med färg och COD_{Mn} . Vattenföringen gav bäst korrelation om den försköts med 6 månader mot Y-variablerna, men trots detta var R^2 -värdet som bäst endast 0,13.

Korrelationerna blev mycket starkare om årsvärden användes istället för månadsvärden (tab. 7). Liksom i fallet med månadsserier, korrelerade vattenföringen och nederbörden starkare med färg och COD_{Mn} om de försköts i förhållande till dessa. Vattenföringen under ett år kunde förklara 35 % av variationen i årsmedelvärdet av COD_{Mn} efterföljande år. Motsvarande siffra för färgtalet var 45 %. Nederbörden, men ett års tidsförskjutning, hade sämre korrelation med Y-variablerna än vattenföringen, men kunde ändå förklara 21 % av variationen i färgen och 13 % av variationen av COD_{Mn} . Korrelationen inom färg- och COD_{Mn} -serien var stora även när årsmedelvärden användes. Ett årsmedelvärde i COD_{Mn} kunde till 70 % förklaras av halten föregående år. Motsvarande siffra för färg var 40 %.

Tab. 6 Korrelationer mellan Y - och X – värden för månadsvärden. P-värdet beskriver om regressionen var signifikant eller inte på nivån 0,250.

Parameter	Färg			COD_{Mn}		
	R^2 – värde	Lutning	p-värden	R^2 – värde	Lutning	p-värden
Nederbörd	0,011	+	Sign.	0,005	+	Sign.
Lufttemperatur	0,065	+	Sign.	0,039	+	Sign.
Vattentemperatur	0,042	+	Sign.	0,021	+	Sign.
Vattenföring, Q	0	-	Ej sign.	0	+	Ej sign.
ΔQ	0,033	-	Sign.	0,022	-	Sign.
Alkalinitet	0,005	+	Sign.	0,045	+	Sign.

Tab. 7 Korrelationer mellan Y - och X – värden för årsvärden. Om variabeln är förskjuten i förhållande till färg och COD_{Mn}, anges det med (t-1)

Parameter	Färg			COD _{Mn}		
	R ² – värde	Lutning	p-värden	R ² – värde	Lutning	p-värden
Nederbörd	0,01	+	Ej sign.	0,00	+	Ej sign.
Nederbörd (t-1)	0,21	+	Sign.	0,13	+	Sign.
Lufttemperatur	0,01	-	Ej sign.	0,01	-	Ej sign.
Vattentemperatur	0,00	+	Ej sign.	0,00	-	Ej sign.
Vattenföring, Q	0,09	+	Sign.	0,12	+	Sign.
Q (t-1)	0,45	+	Sign.	0,35	+	Sign.
ΔQ	0,09	-	Sign.	0,04	-	Sign.
Alkalinitet	0,00	-	Ej sign.	0,02	+	Ej sign.

Ett stort problem vid modellanpassning med hjälp av multipel regression och stegvis multipel regression, var att en förändring i nederbörd och vattenföring påverkade Y-variablerna, färg och COD_{Mn}, under en lång tid. Eftersom det fanns en sådan stor tröghet i systemet användes Koycks transformation (se avsnitt 5.4.2), där det gamla Y-värdet lades in i modellen för att få bort flera variabler med olika tidsförskjutningar. Om det förra Y-värdet lades in i modellen, reducerades autokorrelationen starkt och dessutom ökade R²-värdet. Multipel regression för de båda Y-variablerna gav liknande resultat (tab. 8).

Alkaliniteten, vattenföringen förskjuten med 5 månader samt vattentemperaturen var signifikanta i båda fallen. Av de 11 binära variablerna, som indikerade på månader, var det främst sommarmånaderna som var signifikanta på 0,250 nivån. Det innebär att färg och COD_{Mn} intar sina högsta värden under sommaren och de binära variablerna behövs för att beskriva dessa månaders avvikelser från de övriga. I avsnitt 6.1.4., där enskilda år studerades, visades också att färg och COD_{Mn} har sina högsta värden under sommaren (fig. 24). Residualerna var endast mycket svagt autokorrelerade om det förra Y-värdet togs med i modellen. Bilaga 5 visar utskriften av MINITABs residualanalys för modellerna. Residualerna var relativt normalfördelade.

Stegvis multipel regression med kombinerad framåt och bakåt uttagning av X-variablerna visade ännu tydligare på att det var sommarmånaderna som skilde sig från de övriga eftersom dessa månader var signifikant i modellen (tab. 9). Vattenföringen, alkaliniteten och vattentemperaturen togs med i modellerna liksom i fallet vid multipel regression. Metoden visade också att COD_{Mn} och färg under en månad till störst del förklarades av halter föregående månad. De övriga variablerna påverkade endast i mycket liten grad. Observera, att trots att stegvis metod med kombinerad framåt och bakåt urvalsprocedur (avsnitt 2.4.1.) användes, togs inga variabler bort från modellen när det väl hade lagts till.

Tab. 8 Resultat av multipel regression med månadsserier

Modell	R^2_a	P	Residual-korrelation
Färg = 1,41 + 0,865 Färg(t-1) + 0,0842 Lufttemperatur - 0,164 Vattentemperatur + 0,0256 Alkalinitet + 0,00146 Q(t-5) + 0,684 April + 2,16 Maj + 0,701 December	0,80	0,00	0,047
COD _{Mn} = 0,181 + 0,879 COD _{Mn} (t-1) - 0,0205 Vattentemperatur + 0,00991 Alkalinitet + 0,000166 Q(t-5) + 0,355 Maj + 0,345 Juni + 0,0825 Juli	0,82	0,00	0,066

Tab. 9 Resultat av framåt och bakåt stegvis multipel regression med månadsserier

Steg	Färg			COD _{Mn}		
	Tillägg/borttagande av variabel	R^2	P	Tillägg/borttagande av variabel	R^2	P
1	+ Färg(t-1)	0,762	0,000	+ COD _{Mn} (t-1)	0,794	0,000
2	+ Maj	0,783	0,000	+ Maj	0,807	0,000
3	+ Q(t-5)	0,788	0,000	+ Juni	0,814	0,000
4	+ April	0,791	0,001	+ Alkalinitet	0,817	0,002
5	+ Juni	0,795	0,002	+ Vattentemperatur	0,820	0,001
6	+ Alkalinitet	0,795	0,079	+ Q(t-5)	0,822	0,002
7	+ Vattentemperatur	0,797	0,058	+ Juli	0,822	0,124
8	+ Juli	0,798	0,034			

6.2.2. Trender, brytpunkter och cykler i tidsserierna

Trendtest med flödesnormerade färgtal visade att det finns en svag negativ trend mellan 1944-2002 (fig. 26a). De två senaste åren avviker från de övriga, vilket kan vara en orsak till att regressionen inte var signifikant. En svag nedåtgående trend kunde under denna period också observeras för COD_{Mn} (fig. 27a). Graferna visar dock att en linjär trend är en ofullständig beskrivning av tidsserierna. I intervallet 1955 till 1967 låg de flödesnormerade COD_{Mn} – halterna konstant över regressionslinjen.

Test för stegtrend visade att halterna hade högst korrelation med den binära variabeln om brytpunkten inträffade år 1970-71. Tydligaste stegtrend under denna period fanns hos de flödesnormerade COD_{Mn}-halterna, som 1971 gick ner med 1,24 mg/l. Färgen uppvisade också en stegtrend, men R^2 – värdet var betydligt lägre och anpassningen hade lägre signifikans (tab.11). En tydlig stegtrend 1970 kunde även noteras i direktutsläpp från punktkällor (kommunala reningsverk inklusive dagvatten och bräddning samt industrier) av

fosfor och kväve till Mälaren (Wallin et al., 2000) (fig. 28). Fosfor minskade betydligt kraftigare än kväve och trenden var tydligast i bassäng E, ur vilken Lovö vattenverk tar sitt råvatten. Från 1970 till 1972 minskade fosforutsläppen från omkring 450 ton/år till 150 ton/år. Tillflöden av fosfor från omgivande mark minskade också. Mellan 1970 och 1981 halverades fosfortillförseln till Mälaren (Wallin et al., 2000).

Från 1971 och framåt var trenden positiv för de flödeskorrigerade värdena, till skillnad mot negativ som för hela perioden. Flödesjusterade färgtal hade en positiv lutning på 0,085 under 1971-2002 (fig. 26b), medan COD_{Mn} -halterna hade en något lägre positiv ökning på 0,051 under samma period (fig. 27b). Den linjära trenden för flödeskorrigerade färgtal var dock inte signifikant.

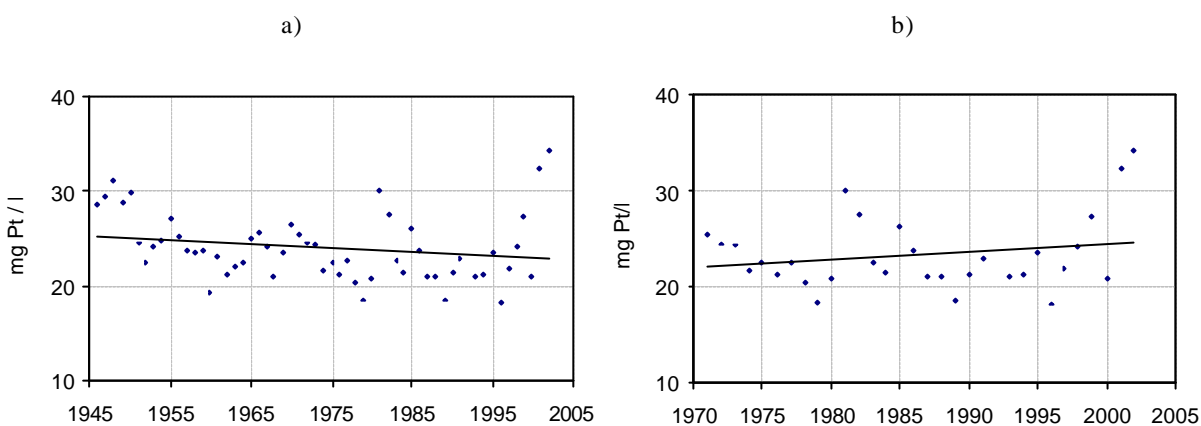


Fig. 26 Flödesnormerade färgtal och regressionstrendlinje för perioden:

a) 1944-2002: Färg = $25,4 - 0,034$ tid (ej sign.)

b) 1971-2002: Färg = $21,6 + 0,107$ tid (ej sign.)

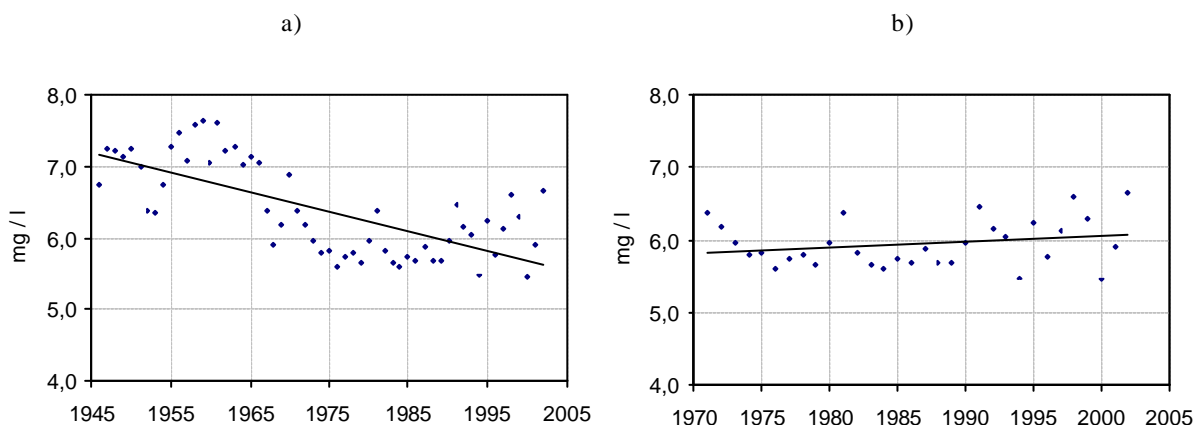


Fig. 27 Flödesnormerade COD_{Mn} – halter och regressionstrendlinje för perioden:

a) 1944-2002: $COD_{Mn} = 7,25 - 0,0272$ tid (sign.)

b) 1971-2002: $COD_{Mn} = 5,75 + 0,0112$ tid (sign.)

Tab. 10 Resultat av test för stegtrend. B är en binär variabel med nollor fram till brytpunkten, i det här fallet 1970, och ettor efter

Y-parameter	Ekvation	P	R ²
Färg	$25,4 - 3,03 * B$	0,025	0,087
COD _{Mn}	$7,10 - 1,24 * B$	0,000	0,496

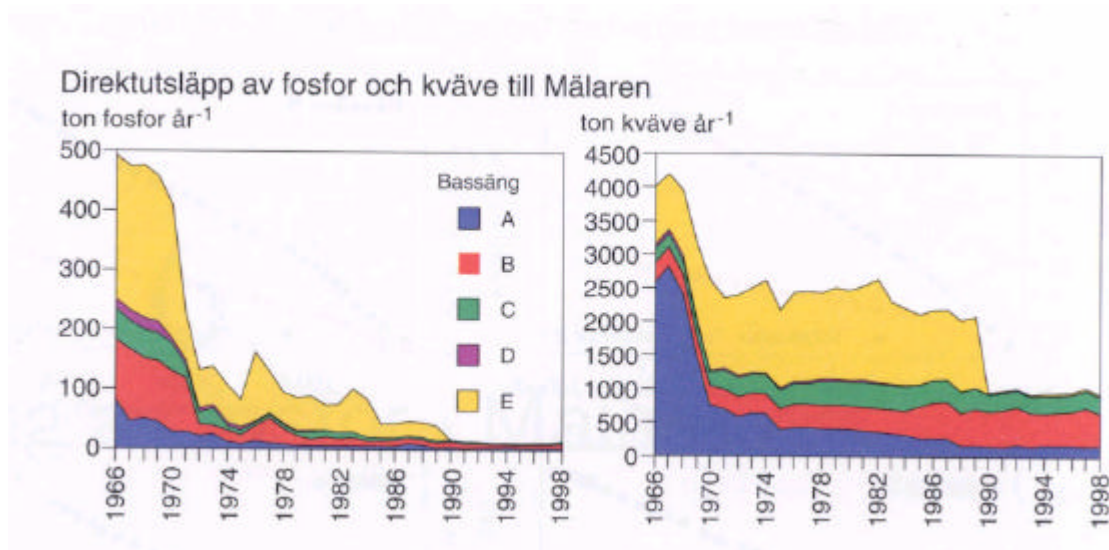


Fig. 28 Direktutsläpp till Mälaren mellan 1966-1998 (Källa: Wallin et al., 2000).

Sinuskurvan med frekvensen 23 år, som anpassades till tidserierna för att undersöka om det fanns en cyklisk klimatvariation, visade sig ha högst korrelation med färg- och COD_{Mn}-värdena om den hade ett minimum år 1972. Fölster och Wilander (2002) visade också att för tidsserier av vattenkemi i svenska vattendrag låg minimumpunkten år 1972, och Moberg (1996) redovisade liknande resultat för tidsserier av temperatur i Sverige. Hos COD_{Mn}-serien fanns ett tydligare cykliskt beteende än för färgserien. Sinuskurvan kunde förklara 23 % av variationen i COD_{Mn}, men endast 12 % av färgens variation. Sinuskurvan tillsammans med en binär variabel kunde förklara hela 69 % av variationen av COD_{Mn}. Figur 29 beskriver denna modell samt de verkliga årsmedelvärdena av COD_{Mn}. Om den cykliska variationen fortsätter kommer ett maximum nås 2006.

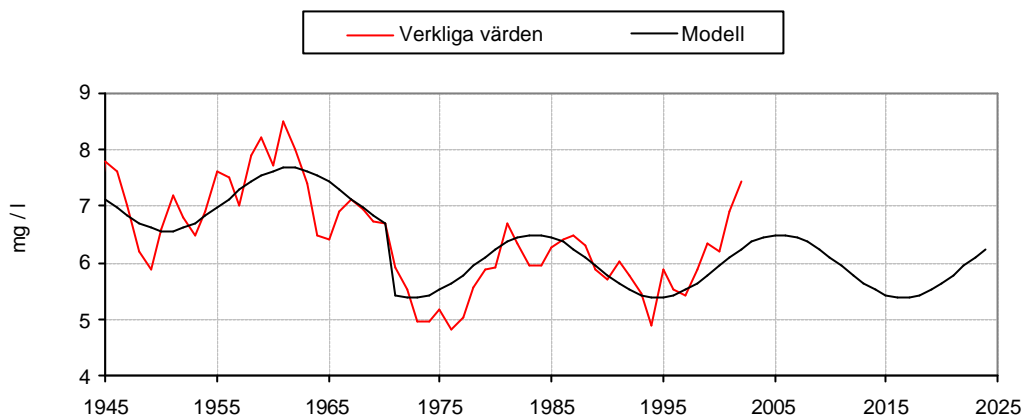


Fig. 29 En modell med en sinuskurva med frekvensen 23 år och en binär variabel anpassad till årsmedelvärden av COD_{Mn} .

6.2.3. Modellanpassning för prediktion

Tabell 11 visar statistik för Y-variablerna i hela tidsintervallet samt inom kalibrerings- och valideringsintervallen. Statistik över serier av årsmedelvärden för samtliga X-variabler redovisas i bilaga 3. Färg hade samma maximum- och minimumvärden inom de båda intervallen, men standardavvikelsen var mycket högre under den senaste perioden jämfört med den första. Till skillnad från färgen hade COD_{Mn} en lägre standardavvikelse den senare perioden jämfört med den första. Spridningen i färgen var alltså större under 1977-2002 än under 1944-1976, medan det motsatta förhållandet gällde för COD_{Mn} . Halterna COD_{Mn} låg på en mycket lägre nivå under den senare perioden.

Tabell 12 visar de tre modellerna som togs fram med färgen som Y-parameter. När först alla X-variabler togs med i modellen, var endast vattenföringen, Q , förskjutet med ett år, signifikant ($p < 0,250$). Durbin-Watson's test visade att residualerna för modell 1 var starkt autokorrelerade, eftersom talet D som testet generade var mindre än 1,37 ($n=33$, $k=1$, bilaga 1). Modell 1 beskriver att vattenföringen ensam kunde förklara 51 % av variansen i färgen under perioden 1944-1976 (tabell 13). I modell 2 inkluderades tiden och R^2 -värdet ökade till 74 %. Residualerna var dock fortfarande något autokorrelerade ($D < 1,31$). När det gamla Y-värdet sedan inkluderades för kalibrering av modell 3 var även nederbörden signifikant. Denna modell hade det högsta R^2 -värdet (81 %), och autokorrelationen mellan residualerna var endast 1 % (tab. 12). Bilaga 7 visar residualanalysen för modell 3. Då modellerna korsvaliderades, gav modell 3 något bättre resultat än modell 2 eftersom PRESS var lägre (tab. 12). Minimering av PRESS innebär att modellen producerar minst fel när den predikterar (Helsel & Hirsch, 1992). Vid regressionen hade modell 1 två värden märkta som onormala, årsvärden för 1945 och 1946, och modell 2 hade ytterligare 1967 markerad som onormal. Vid regression med modell 3 hade endast 1945 en hög residual. Dessa "outliers" togs inte bort, eftersom några fel inte kunde upptäckas i dessa värden. Enligt Helsel & Hirsch (1992) bör inte outliers tas bort endast utifrån det faktum att de verkar onormala, om felet inte kan detekteras och korrigeras.

Tab. 11 Statistik över Y-variablerna i hela tidsintervallet samt i kalibrerings- och valideringsintervallen

Variabel	Intervall	Antal värden	Max värde	Min värde	Medelvärde	Standard-avvikelse
Färg	1944-2002	58	38	16	24	5,2
	1944-1976	33	38	16	24	4,4
	1977-2002	25	38	16	23	6,1
COD _{Mn}	1944-2002	59	8,5	4,8	6,4	0,88
	1944-1976	33	8,5	4,8	6,8	0,96
	1977-2002	26	7,4	4,9	6,0	0,55

Tab. 12 Modeller kalibrerade inom intervallet 1944-1976 med färg som Y-variabel

Modell		R ²	R ² _a	P	PRESS	R ² (pred)	Antal outliers	Durbin-Watson
1)	Färg = 14,2 + 0,00201 Q _{t-1}	0,51	0,49	0,0	358	0,41	2	0,58
2)	Färg = 19,3 + 0,00178 Q _{t-1} - 0,219 T	0,74	0,72	0,0	203	0,67	1	1,13
3)	Färg = 13,2 + 0,330 Färg _{t-1} + 0,00964 NB _{t-1} + 0,00128 Q _{t-1} - 0,146 T	0,81	0,78	0,0	200	0,67	1	-

Modellerna för prediktion av färg validerades mot nya data i intervallet 1977 till 2002, och resultatet redovisas i figur 30 och i tabell 13. Modell 1 anpassade sig bäst till nya data eftersom SSPE för den modellen var lägst med värdet 555. Det betyder att vattenföringen ensam kunde förklara en mycket stor del av variationen i färgen. Ingen av modellerna kunde dock helt beskriva förändringen i färg under perioden 1977-2002. Modellerna nådde inte upp till toppen 2001, och de predikerade värdena låg på en högre nivå än de verkliga data under nästan hela 80- och 90-talen. Dessutom var modellernas värden förskjutna mot de verkliga 1981-1982 samt 1994 (fig. 30).

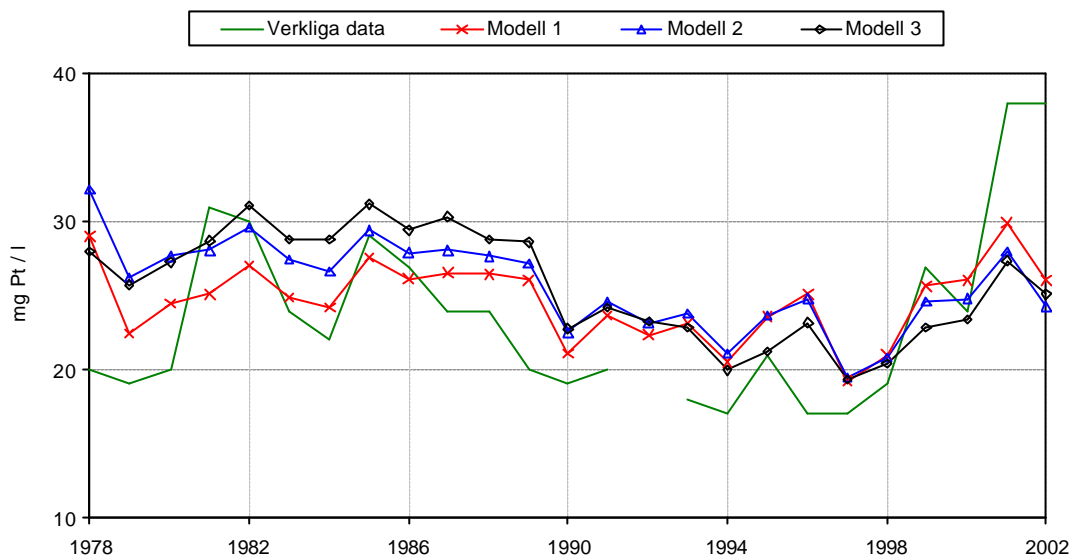


Fig. 30 Uppmätta färgtal under perioden 1977-2002 samt predikterade med modell kalibrerad med värden från tidsintervallet 1944-1976.

Tab. 13 Hur bra modellerna för i intervallet 1977-2002 prediktion av färg anpassade sig till nya data

Modell	SSPE	R ² ¹
1) Färg = 14,2 + 0,00201 Q _{t-1}	555	0,43
2) Färg = 19,3 + 0,00178 Q _{t-1} - 0,219 T	857	0,16
3) Färg = 13,2 + 0,330 Färg _{t-1} + 0,00964 NB _{t-1} + 0,00128 Q _{t-1} - 0,146 T	805	0,21

I tabell 14 beskrivs modellerna som togs fram för prediktion av COD_{Mn}. I modell 1 var alkaliniteten och vattenföringen, förskjuten med ett år, signifikanta (p<250). När den binära variabeln inkluderades i modell 2 ökade R²-värdet från 67 % till 86 %. Slutligen vid framtagning av modell 3 inkluderades det gamla Y-värdet, COD_{Mn}-halt föregående år, och nederbörden, förskjuten med ett år, blev då också signifikant. Residualerna för modell 1 uppvisade en positiv autokorrelation eftersom D i Durbin-Watson's test var lägre än 1,31 (n=33, k=2). Däremot, var residualerna för modell 2 inte autokorrelerade eftersom D var högre än 1,24 (n=33, k=3). Det fanns det ingen beroende hos residualerna för modell 3 (R² = 0,6 %) men däremot var de inte helt normalfördelade (bilaga 7). Ur predikterande syfte var modell 3 bäst eftersom den gav lägst PRESS (tab. 14).

Outliers identifierades av MINITAB. När modell 1 användes hade år 1975 samt 1976 höga residualer, och med modell 2 var 1959 och 1968 markerade som outliers. 1968 hade en hög residual även när modell 3 användes. Dessa värden kunde inte lokaliseras som fel.

¹ Regression mellan verkliga data och predikterade med hjälp av modellerna.

Modellvalidering med data i tidsperioden 1977-2002, visade att modell 3 bäst predikerade nya data (fig. 31 & tab.15). Utan en binär variabel blev de predikerade värdena alldeles för höga. Liksom trendanalysen visade, finns det en stor skillnad i halter av COD_{Mn} mellan de olika tidsperioderna.

Tab. 14 Modeller kalibrerade inom intervallet 1944-1976 med COD_{Mn} som Y-parameter

Modell	R^2	R^2_a	P	PRESS	R^2 (pred)	Outliers	Durbin-Watson
1) $COD_{Mn t} = -0,53 + 0,0893 ALK_t + 0,000404 Q_{t-1}$	0,67	0,65	0,0	11,3	0,61	2	0,99
2) $COD_{Mn t} = 2,38 + 0,0529 ALK_t + 0,000298 Q_{t-1} - 1,22 B_t$	0,86	0,84	0,0	5,6	0,81	2	1,33
3) $COD_{Mn} = 0,192 + 0,429 COD_{Mn t-1} + 0,0331 ALK_t + 0,000192 Q_{t-1} + 0,00164 NB_{t-1} - 0,674 B_t$	0,92	0,91	0,0	3,6	0,88	1	-

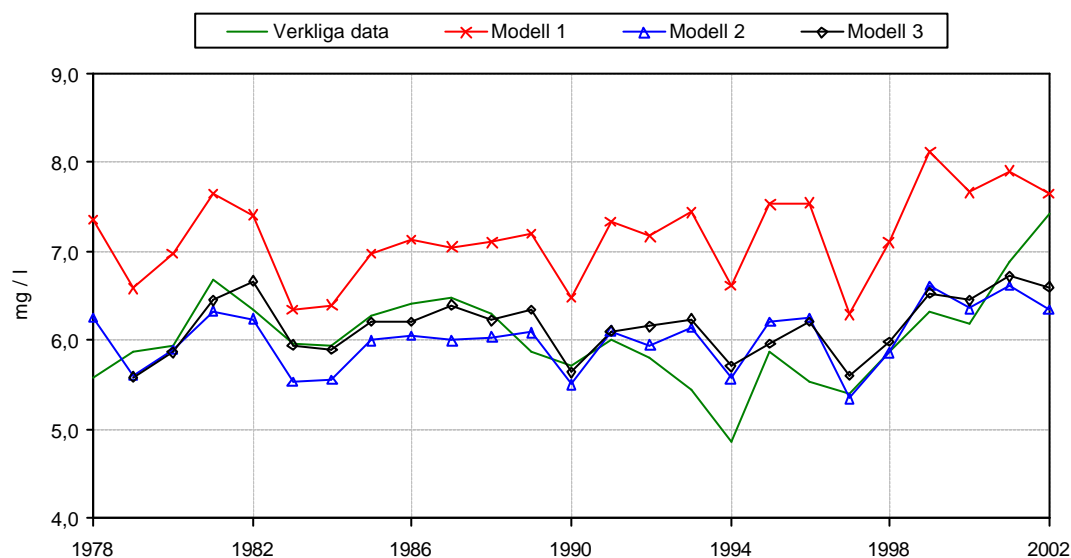


Fig. 31 Verkliga och predikerade COD_{Mn} - halter med två olika modeller kalibrerade med värden från perioden 1944-2002.

Tab. 15 Mått på hur bra modellen anpassade sig till nya data

Modell	SSPE	R ²
1) $COD_{Mnt} = - 0,53 + 0,0893 ALK_t + 0,000404 Q_{t-1}$	37,39	0,23
2) $COD_{Mnt} = 1,16 + 0,0529 ALK_t + 0,000298 Q_{t-1} + 1,22 B_t$	4,82	0,27
3) $COD_{Mnt} = - 0,482 + 0,429 COD_{Mnt-1} + 0,0331 ALK_t + 0,000192 Q_{t-1} + 0,00164 NB_{t-1} + 0,674 B_t$	3,28	0,52

6.2.4. Analys av kväve, fosfor och sulfat

Kväve, fosfor, och sulfat hade starka korrelationer med färg och COD_{Mn} (tab. 16). Kväve och fosfor korrelerade positivt medan sulfat negativt med färg och COD_{Mn}. Figur 32 beskriver dynamiken i sulfat i förhållande till färg och det tydliga negativa förhållandet som råder dem emellan. Resultat från multipel regression visade att nitrat, nitrit, fosfor och sulfat tydligt inverkar på vattnets färg och innehåll av organiskt material (tab.17). Det fanns ingen autokorrelation hos residualerna i modellen för COD_{Mn}, men däremot för färg (D<1,22). Eftersom det finns ett stort samspel mellan dessa halter i den akvatiska miljön är det dock inte helt rimligt att beskriva detta förhållande ur en orsak och verkan synpunkt.

I figur 33 beskrivs hur mycket av variationen i kväve, fosfor och sulfat som kan förklaras av nederbörd, vattenföring och grundvattennivå med ett års tidsförskjutning. Variationen i sulfathalt kunde till störst del förklaras av grundvattennivån, medan vattenföringen kunde förklara nästan 50 % av variationen i nitrat- och nitritkväve.

Tab. 16 Korrelation mellan Y-variablerna färg och COD_{Mn} och X-variablerna

Färg	COD _{Mn}					
	R ² – värde	Lutning	P	R ² – värde	Lutning	P
NH ₄ -N, södra Görväln	0,14	-	0,000	0,13	-	0,036
Organiskt kväve, södra Görväln	0,29	+	0,001	0,15	+	0,024
NO ₂ -N + NO ₃ -N, södra Görväln	0,53	+	0,029	0,53	+	0,000
Fosfatfosfor, Lambarfjärden	0,11	+	0,052	0,13	+	0,028
Totalfosfor, Lambarfjärden	0,12	+	0,049	0,12	+	0,043
Sulfathalt, södra Görväln	0,26	-	0,002	0,34	-	0,000

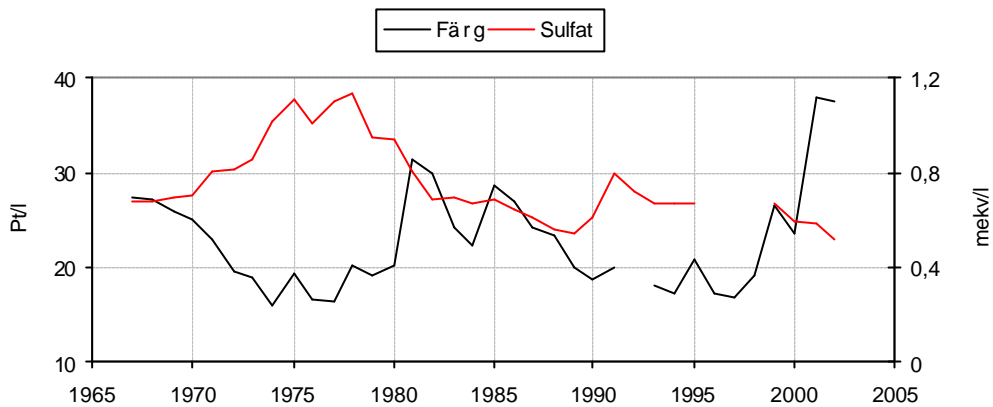


Fig. 32 Sulfathalt och färgtal under 1967-2002.

Tab. 17 Resultat av multipel regression

Modell	R ²	P	PRESS	R ² (pred)	Outliers	D-W
Färg = 11,6 + 0,0198 (NO ₂ -N + NO ₃ -N) + 0,234 Totalfosfor + 0,0182 Org.-N - 14,1 Sulfat	0,78	0,0	327,0	0,68	2	1,01
COD _{Mn} = 5,68 + 0,00292 (NO ₂ -N + NO ₃ -N) - 0,0264 Fosfat-fosfor + 0,0491 Total-fosfor - 2,24 Sulfat	0,81	0,0	3,229	0,78	1	1,55

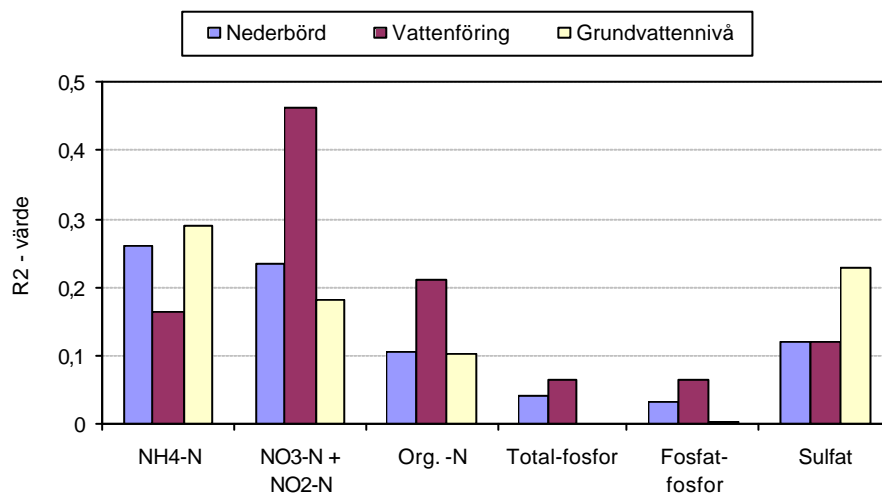


Fig. 33 Inverkan av nederbörd, vattenföring och grundvattennivå på ammoniumkväve, nitrat- och nitritkväve, organiskt kväve, totalfosfor, fosfatfosfor och sulfat.

6.3. FRAMTIDSSCENARIER

Vattenföringen med en tidsförskjutning på ett år kan förklara hela 50 % av variationen i årsmedelvärdet av vattnets färg. Vattenföringen uppmättes till 4978 m³ under år 2002, vilket var ett värde som låg lite under medelvärdet för hela perioden, 5007 m³/år. Enligt framtagen modell ska medelvärdet för färgen under 2003 bli 24 mg Pt/l (17).

Vattenföringen under 2003 har också hålls sig på en låg nivå, och den totala vattenföringen från till augusti 2003 var 1890 m³ (fig. 34). Några kraftiga ökningarna i färg och COD_{Mn} under de närmaste åren borde därför inte inträffa.

$$Färg_{2003} = 14,2 + 0,00201 * Q_{2002} = 24 \text{ mg Pt/l} \quad (17)$$

Nederbörden, framför allt under hösten, och vattenföringen hade stor inverkan på färgen och det organiska materialet. Detta visades även av Forsberg (1992). Utifrån ett års värde i dessa variabler kan efterföljande års halter predikteras, och därmed kan vattenverket vara mer förberedd på extrema värden.

I avsnitt 5.2.2. visades att hela 70 % av variansen i årsmedelvärden av COD_{Mn} kunde förklaras med en sinuskurva med frekvensen 23 år och en binär variabel med nollor fram till brytpunkten 1970 och därefter ettor. Figur 29 visar hur halterna skulle utveckla sig framöver om modellen, kalibrerad för hela tidserien, används. Enligt denna cykliska variation, påvisad också i långa temperatur- och nederbördsserier (Moberg, 1996; Eriksson, 1981), kommer ett maximum av färg och COD_{Mn} nås 2006 och därefter kommer halterna att sjunka. Åren 2001 och 2000 visar dock på en ökning som avviker starkt från modellens beteende. Dessa extrema värden, som syns ännu tydligare i vattnets färg, kan ha påverkats av andra eventuellt inte naturliga faktorer eller att klimatet är på väg att förändrats.

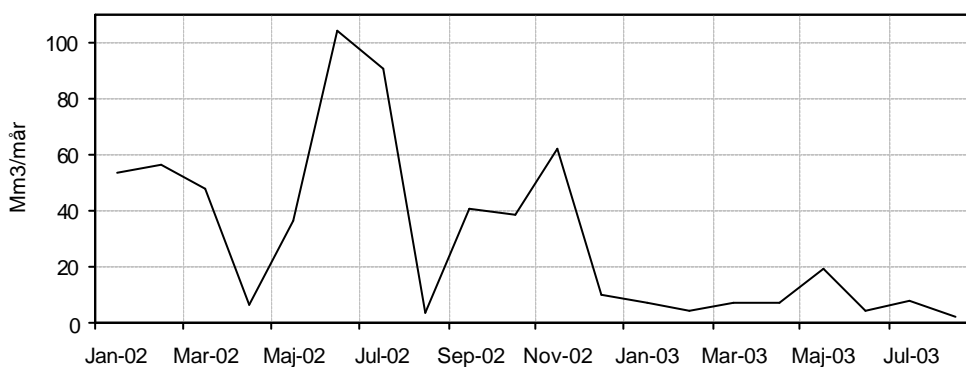


Fig. 34 Vattenföring i Mälarens utlopp i Norrström, 2002- 2003 (Källa: Stockholms Hamn AB).

I ett längre tidsperspektiv bör förändringar i klimatet spela en viktig roll för vattenkvaliteten. Efter de senaste årens på många sätt extrema klimat har flera forskare studerat effekter av en extrem nederbörd och klimatförändring på vattnets kvalitet (Forsberg 1992; Blenckner 2000; Weyhenmeyer et al., 2003). Kraftig nederbörd drabbade flera delar av Sverige under 2000, i form av översvämningar. Södra Norrland påverkades framförallt under juli månad och senare under året var även Dalsland och Värmland berörda. Detta år noterades också det högsta vattenståndet i Vänern sedan regleringen började 1937 (Rummukainen, 2000). Dessa extrema klimathändelser har följts av ytterligare. 2002 innebar översvämningar på Orust och i centrala Europa (Rummukainen et al., 2002) och sommaren 2003 inträffade en värmebölja i Europa som förde med sig ett stort antal dödsfall och skogsbränder (Dagens Nyheter, 2003). Enligt klimatscenarier kommer extrema klimatförhållanden bli vanligare i ett framtida klimat (Rummukainen et al., 2002).

Sweclim, Swedish regional climate modelling program, (2002) har tagit fram klimatscenarier för Norden med hjälp av två olika modeller, från Hadley Centre (HadAM3) och från Max-Planck-Institute (ECHAM4/OPYC3). Osäkerheten i framtida utsläpp skapar ett problem vid prediktering av klimat. Utsläppen i dag är höga och förväntas vara det i decennier framöver, men exakt hur förloppet utvecklar sig i framtiden är inte säkert. För att reducera denna osäkerhet använder Sweclim två olika utsläppsscenarier, A2 och B2. I båda fallen beräknas utsläppen öka, men A2 i snabbare takt än B2. Sweclim jämför 30-årsperioden 1961-1990 med den kommande perioden 2071-2100 (Rummukainen, 2002). Figur 35 visar predikterade medelvärden för säsongsnederbörd i området kring Mälaren, under perioden 2071-2100. Årsmängderna kommer att öka i Norden, på grund av ökning i vår, vinter och höstnederbörd (Rummukainen, 2002). I Uppsala var medelnederbörden för oktober under perioden 1961-1990 59,2 mm och den högsta nederbördsmängden under denna månad var 143,6 mm. Detta kan jämföras med de predikterade värdena på mellan 70 och 100 mm i medeltal för oktober månad. Det innebär att nederbördsmängd kommer bli högre i ett framtida klimat, och därmed kan också vattenkvaliteten påverkas negativt.

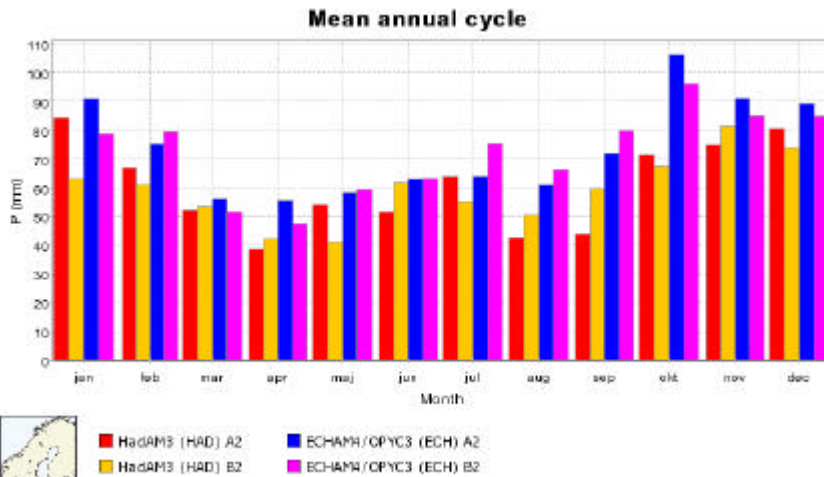
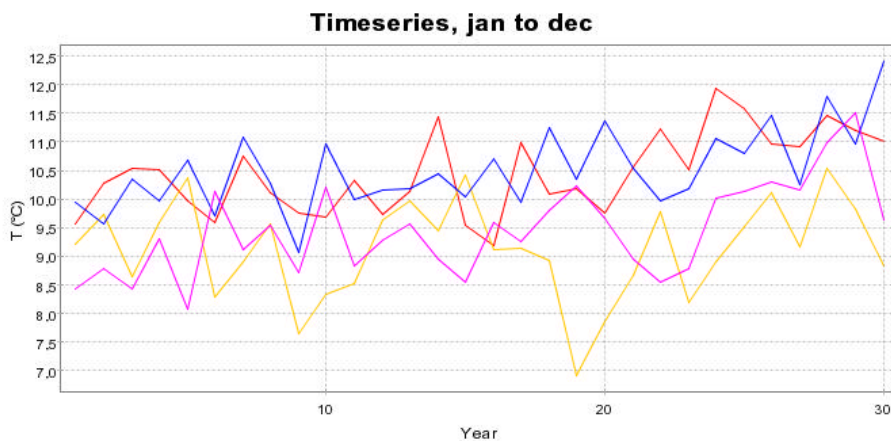


Fig. 35 Resultat från Sweclims regionala simuleringar med RCAO-modellsystemet drivet med indata från 2 olika globala modeller och med 2 utsläppsscenarier. Figuren beskriver årlig nederbörd i perioden 2071 till 2100 i området kring Mälaren (Källa: Persson, 2003, personlig kontakt).

En högre temperatur på jordens yta leder till att det kommer finnas mer energi för avdunstning och olika typer av rörelser i atmosfären. Detta kan vidare öka mängden vatten i atmosfären, som möjliggör för kraftigare svängningar i vattnets kretslopp och därmed fler och ihärdigare regn (Rummukainen et al., 2002). Temperaturökningen i Mälaronrådet under perioden 2071 till 2100 förväntas bli enligt figur 36. Medeltemperaturen i Uppsala för perioden 1961-1990 var 5,66°C och maximumvärdet var 7,63°C. Framtida temperaturer kommer alltså att ligga på en mycket högre nivå. Avrinning i norra Sverige kommer att öka på grund av varmare vintrar, medan i södra Sverige kommer de att minska som följd av högre temperatur och evaporation (Bergström et al., 2001). Simuleringar gjorda på sjön Vänern visade med två olika modeller på att avrinningen under vintern kommer att öka i ett framtida klimat (Andreasson et al., 2002). Om avrinningen och därmed vattenflödet kommer att öka vintertid, påverkas vattenkvaliteten negativt.



■ HadAM3 (HAD) A2 ■ ECHAM4/OPYC3 (ECH) A2
■ HadAM3 (HAD) B2 ■ ECHAM4/OPYC3 (ECH) B2

Fig. 36 Temperaturutvecklingen för 30-årsperioden 2071-2100 (Källa: Persson, 2003, personlig kontakt).

7. DISKUSSION

7.1. FÖRÄNDRINGAR OCH ORSAKER

Mälaren är en sjö med en stor omsättningstid, genom hela Mälaren är uppehållstiden 2,8 år (Wallin et al., 2000), vilket märktes tydligt i studien. Nederbörd i Uppsala, och vattenföring i Mälarens utlopp, uppmätt i Norrström, inverkade på råvattnets färg och innehåll av COD_{Mn} endast om de försköts i förhållande till dessa. Variablerna inverkade också under lång tid, vilket visade på att det finns en stor tröghet i systemet. Inga tydliga korrelations samband kunde upptäckas om månadsserier användes vid regression. Ett månadsvärde i färg och COD_{Mn} kunde däremot förklaras till 80 % av halterna föregående månad. När årsvärden i stället användes vid regression blev korrelationerna mycket starkare mellan X- och Y-variablerna, vilket visar att sambandet mellan år är lättare att se. Wallin och Weyhenmeyer (2001) visade också på att vattnets färg är mindre påverkad av mellanårsvariationer och att det därför är enklare att se långsiktiga trender.

Undersökning av råvattnet vid Lovö vattenverk under perioden 1935-2002, visade att COD_{Mn} -halterna under 1935-1965 låg på en högre nivå än under resten av perioden och att värdena under i stort sett hela 1970-talet var mycket låga. Därefter har värdena åter ökat (fig. 10). Löfgren (1991) uppvisade liknande resultat och beskrev halten oxiderbart organiskt kol ($KMnO_4$) i Rogsjön i Falu kommun åren 1950-1990 som en U-form med minimumvärden under 1970-talets mitt. Enligt rapporten sammanföll ökningen av organiskt bundet kväve och organiskt material under mitten av 1970-talet med en brytpunkt i de klimatologiska variablerna nederbörd, vattenföring och grundvattennivå. Norrvattens vattenverk, vid Görvälnfjärden (fig. 1), har liknande observationer gjorts men under första halvan av perioden ligger deras COD_{Mn} -halter på en lägre nivå, och följer i stort sett färgtalens dynamik (Eriksson, et al., 1982).

När COD_{Mn} -halterna korrigerades för naturliga variationer i flödet kunde en tydlig negativ trend med faktorn 1,24 uppvisas mellan 1970 och 1971 (tab. 10). Denna nedgång kan kopplas samman med en minskning av direktutsläpp av fosfor och kväve till Mälaren och fram för allt till bassäng E, som Lovö vattenverk tar sitt vatten ifrån (fig. 6). Enligt Andersson (1982) minskade tillförseln av näringsämnen till Mälaren successivt från 1968 till 1973 då utbyggnaden av reningsverken slutfördes. I utsläpp från avloppsreningsverk finns också COD_{Mn} , varför en bättre rening av avloppsvatten också direkt påverkar halten COD_{Mn} i sjön. Att tidsserien från Görvälnfjärden inte visade på samma höga värden under denna period, kan förklaras av att Görväln ligger norr om Lovön och inte på samma sätt berördes av de höga direktutsläppen till bassäng E. En naturlig sinusformad variation med frekvensen 23 år kunde uppvisas i COD_{Mn} -serien. Endast denna naturliga cykliska variation och en stegminskning av direktutsläpp till Mälaren kunde förklara 69 % av variationen i COD_{Mn} under perioden 1944-2002.

Modell Anpassning för COD_{Mn} under perioden 1944-1976, gav modeller som väl kunde anpassa sig till nya data i perioden 1977-2002. En binär variabel med nollor fram till 1970 och därefter ettor kunde tillsammans med alkaliniteten och vattenföringen i Mälarens utlopp, uppmätt vid Norrström, förklara en stor del av variationen i COD_{Mn} (tab. 14 och 15). Vid höga grundvattennivåer tillförs mer organiskt material från omgivande mark (Degerman, 1987; Fölster & Wilander, 2002). Alkaliniteten är ett grovt mått på grundvattenytans nivå, och en hög alkalinitet indikerar på låga grundvattennivåer (Berggren, 2003, personlig kontakt). Resultatet visade på motsatsen eftersom alkaliniteten hade en positiv korrelation med COD_{Mn} . Förra årets COD_{Mn} -halt har dessutom stor korrelation med nästa års värde (70 %) vilket påvisar att COD_{Mn} svagt varierar mellan år eller att det finns en stor tröghet i halten. Vattenföringen minskade kraftigt mellan 2000 och 2001, men denna nedgång kunde inte ses i COD_{Mn} -halten som fortfarande var hög under 2002. Mälarens höga omsättningstid bidrar till att nederbörd och vattenföring inverkar på de organiska halterna under flera år. Vattenföringen för också med sig näringsämnen som indirekt påverkar den organiska halten i sjön.

Vattnets brunhet har sedan 1935 följt ett lite annorlunda mönster än COD_{Mn} (fig. 9). Medelvärdet under hela perioden var 24 mg Pt/l. Under perioder då vattenflödet var lågt som under 70-talet och delvis också under 90-talet, låg färgen på en lägre nivå än medelvärdet och tvärtom under perioder med höga flöden. Höga färgtoppar i råvattnet kunde kopplas samman med höga nederbördsmängder under hösten föregående år. Wallin och Weyhenmeyer (2001) drog slutsatsen att den kraftiga nederbördsmängden 2000, under framförallt under oktober till december, resulterade i ökad grumlighet och brunhet i Mälarens vatten. Enligt Degerman (1987) är det just höstregnet, när grundvattenmagasinen är fyllda, som ökar färgtalet i rinnande vatten.

Flödesnormerade färgtal uppvisade en mycket svag och inte signifikant nedåtgående trend från 1944-2002. Trenden under 1971-2002 var däremot uppåtgående men inte heller den signifikant (fig. 27). En stegtrend, liknande den som uppvisades i COD_{Mn} -halterna, var inte lika tydlig i färgtalen. Vattnets färg styrs till störst del av tillskott från terrestra källor, medan COD_{Mn} också tillförs genom utsläpp från avloppsreningsverk. En förbättrad rening av avloppsvatten inverkar därför mer på COD_{Mn} än på färgen. COD_{Mn} produceras också till viss del internt i sjön och påverkas därför av direktutsläpp av näringsämnen. Färgserien

uppvisade dessutom inte ett lika tydlig cyklisk beteende som COD_{Mn} -halterna. Detta kan tyda på att färg slår igenom snabbt vid kraftig nederbörd och sedan lika snabbt klingar av. Andra ämnen förutom humusämnena kan också inverka på färgen. Mellanårskorrelationen för färg var 40 %, medan motsvarande siffra för COD_{Mn} var 70 %.

Trots flödesjustering, avvek färgtalen under 2001 och 2002 från de övriga. Weyhenmeyer et al. (2003) visade att de delar av Mälaren som får vatten från den västra delen av sjön hade extrema vattenkemiska förhållanden under 2001 som en följd av en ovanligt hög nederbörd under 2000. För de delarna av Mälaren som däremot får vatten från den nordöstra delen av tillrinningsområdet var de vattenkemiska förhållandena 2001 mer normala. Eftersom Lovö vattenverk får vatten från både de västra delarna och de nordöstra, var det inte så märkligt att färgen endast hade låg korrelation med nederbörden i Uppsala. De höga färgtalen 2001 bör därför ha varit en följd av ovanligt hög nederbördsmängd i de västra delarna. Färgtalet 2002 låg kvar på samma nivå som föregående år trots att vattenföringen sjönk. Orsaken till att dessa två år avviker kan vara att en kombination av hög temperatur och mycket nederbörd. De sista tre månaderna under 2000 var mycket varma (fig. 24) och dessutom nederbördsrika (fig. 25). Dessa avvikande år kan också bero på att andra faktorer som inte har tagits hänsyn till i denna studie, till exempel halter av järn, mangan och andra ämnen som inverkar på färgen.

Vattenföringen, med ett års tidsförskjutning mot färgen, kunde förklara hela 45 % av variationen i färgen under 1944-2002. Modellen med vattenföringen som enda X-parameter, kalibrerad på perioden 1944-1976 och validerad på perioden 1977-2002, klarade inte att prediktera den höga färgtoppen 2001. Dessutom var de predikterade värdena förskjutna mot de verkliga under 1981-82 och 1994 (fig. 30). Resultatet att modellen inte nådde upp till det höga färgtalet 2001, visar liksom flödesnormeringen på att vattenföringen ensam inte kan förklara variationen i färg. Förskjutningarna kan bero på att genomslagstiden för nederbörden under dessa år var kortare. Modellfelet visar att faktorer som inverkar på färgen inte har tagits med i modellerna. En stor del av variationerna försvinner också när årsmedelvärden bildas.

Nederbördsdata från Uppsala hade mycket svagare korrelation med färg och COD_{Mn} än vattenföringen, vilket kan förklaras av att nederbörden är specifik för en plats, medan avrinning respektive vattenföring är ett mått på förhållanden i ett område. Forsberg (1992) påvisade på att avrinningen till Dalälven kunde förklara en större del av variationen i färgen än nederbörden.

Kvoten mellan färg och COD_{Mn} har varierat under perioden 1935-2002, och sedan 80-talet fanns det ett tydligt samband mellan dess ökning och förändring i vattenföring. Den högsta kvoten under perioden var 5,5 och uppnåddes år 2001 (fig. 22). Under perioder med höga direktutsläpp av fosfor och sannolikt COD_{Mn} till Mälaren, var basnivå av COD_{Mn} i sjön hög, och när färgen i sjön ökade genom tillförsel från terrester omgivning var denna ökning liten i förhållande till COD_{Mn} -halten i den interna miljön i sjön. En högre kvot indikerar ett brunare organiskt material (Fölster & Wilander, 2002), och naturligt tillrinnande vatten till en sjö har högre kvot än det utgående (Molot & Dillon, 1997). Enligt Hernebring (2003) är en gammal tumregel för ytvatten att permanganat- samt färgtal ska följa varandra, alltså att kvoten mellan färgtal och COD_{Mn} ska ligga omkring 4. Under perioden 1998-99 överskreds

detta riktvärde med 30-50 % för Lysekils, Sjöbo, Mariebergs och Sjöuddens vattenverk. För dessa vattenverk ökade kvoten genomgående med ökad humushalt (Hernebring, 2003). På Norrvatten har kvoten mellan färg och COD_{Mn} istället minskat under 1990-talet jämfört med tidigare perioder (Eriksson, 2003, personlig kontakt).

Enligt Livsmedelverket (2003) får inte dricksvatten innehålla över 4,0 mg COD_{Mn}/l. Lovö vattenverk passerade denna gräns under 1930-talet samt några gånger under 60-talet. Under det senaste decenniet har COD_{Mn} i utgående vatten ökat som en följd av ökade halter i råvattnet. Gränsvärdet är fortfarande inte i riskzonen för årsmedelvärden, men däremot har enstaka värden varit mycket nära den kritiska gränsen (fig. 18). Förhållandet mellan procentuell renad mängd COD_{Mn} och tillsatt dos aluminiumsulfat i fällningssteget visade tydligt på att det var lättare att fälla ut det organiska materialet under 70- och 80-talen (fig. 19). Att kvoten var så låg under framförallt 1970-talet kan bero på att det organiska materialet då hade en annan struktur som var lättare att fälla, men dels på att det är effektivare att fälla ut det organiska materialet vid lägre halter än vid högre halter. Om halten fällningskemikalier sedan ökar finns det en gräns för hur mycket som kan fällas ut. Vid jämförelse mellan total renad mängd i förhållande till dos, varierade denna kvot mycket under perioden (fig. 19b). Under perioder med höga färgtal som 1937, 1945, 1981 och 1986 kunde en stor mängd renas i förhållande till tillsatt dos. Sedan slutet av 90-talet har det däremot varit svårare att rena vattnet. Kvoten mellan färg och COD_{Mn} är hög jämfört med tidigare perioder (fig. 22), vilket innebär att en större del kommer från terrestra omgivningar. Alloktont organiskt material är enligt Servais et al., (1999) relativt resistent mot nedbrytning. Detta resonemang motsägs av resultatet att det tidigare renades mer under de perioderna med höga färgtal.

Nitrat- och nitritkväve och fosfor visade sig också ha hög korrelation med färg och COD_{Mn} (tab. 16). Nitrat- och nitrit-kväve korrelerade även starkt med vattenföringen (fig. 33), vilket kan tyda på att en stor del av kvävetillförseln kommer från omgivande mark och då framför allt jordbruket. Wallin et al. (2000) visade att det fanns ett samband mellan andel åkermark i tillrinningsområdet till Mälaren och förlusten av kväve och fosfor från markerna. Fosfat- och total- fosfor kunde däremot till mycket liten del förklaras av vattenföring, nederbörd och grundvattennivån, vilket kan betyda att halt fosfor i råvattnet också är sammankopplad med direktutsläpp till Mälaren. Andel fosfor från direktutsläpp minskar då vattenföringen är hög, medan andel fosfor från omgivande mark då ökar. Sulfathalten kunde förklara hela 30 % av variationen i färg och COD_{Mn} (tab. 16). Figur 32 visar att råvattnets färg och sulfathalt har motsatt dynamik vilket också har påvisats av tidigare studier. Förklaringen är troligtvis att tillskott av sulfat från atmosfären späds ut vid höga vattenflöden (Bishop, 2003, personlig kontakt). Grundvattennivån var positivt korrelerad med sulfat (fig. 33), vilket kan påvisa att sulfider i marken oxideras till SO₄ när grundvattennivån är låg. Det finns dock inte ett klart orsakssamband mellan sulfat och färg respektive COD_{Mn}.

Markanvändningen i Mälarens angränsande län uppvisade inga tydliga förändringar under perioden 1937-1992. Skogsmarksarealen i Uppsala län har dock ökat med en fjärdedel mellan 1956-1981. Humustillförseln från skogsmark i de nordöstra delarna av tillrinningsområdet är rimligtvis högre nu än innan 1956.

7.2. VAD ÄR NORMALT?

Enligt denna studie var 1970-talet ett avvikande årtionde. Flera studier av vattenkemi börjar vid denna tidpunkt (Wallin & Weyhenmeyer, 2001; Eikenbrokk, 2002; Fölster & Wilander, 2002) och de personer som var aktiva på tiden innan dess är i dag inte yrkesverksamma. Sedan 70-talet kan en tydlig ökning i både färg och COD_{Mn} urskiljas. Frågan är om 1970-talet var ett extremare årtionde än det nuvarande. Stockholm Vattenledningsverk (1936) redovisade att Mörbyfjärdens vatten tidvis kan uppnå färgstyrka av 40 mg Pt/l och däröver. 2001 var årsmedelvärdet för färg 38 mg Pt/l och maxvärdet var 49 mg Pt/l. Jämfört med historiska värden kan dessa inte anses som onormala. Detaljstudie av år visade att 1945 på flera sätt liknar 2001. Höga färgtal, främst under sommarmånaderna, kraftig nederbörd under föregående års höst, kraftiga vattenflöden i Mälaren och tidig islossning.

Enligt klimatscenarier kommer ett framtida klimat i Norden bli varmare, mer nederbördsrikt och extremare (Rummikainen et al., 2003). Detta klimat kommer i sin tur påverka vattenflödet, och i simuleringar gjorda på sjön Vänern, visade två olika modeller på kraftigare vinterflöden (Andreasson et al., 2002). Enligt denna studie är nederbörden och framförallt vattenföringen de drivande krafterna till färg och COD_{Mn}-halt i sjön Mälaren. Detaljstudier av åren 1945, 1975 och 2001 visade att vattenföringen var kraftig under vintern året innan färgen nådde extrema värden. Kraftiga vinterflöden kan orsaka avrinning i de ytliga jordlagren, som gör att humusen följer ut i vattendragen. Den naturliga reningen i marken förloras. Mer och kraftigare regn, främst under höst och vinter, skulle rimligtvis leda till ett mer färgrikt vatten. Extrema förhållandena i Mälaren med höga COD_{Mn}-halter och färgtal förekom regelbundet under den studerade perioden, men trots det kan värden 2001 inte bara förklaras som naturliga. Om det i ett framtida klimat kommer bli vanligare med extrema nederbörds mängder kommer också höga färgtal och COD_{Mn}-halter att bli allt vanligare. Det är viktigt att vara observant på klimatförändringar, eftersom de kan leda till att råvattnet blir mer svårfällt. Nederbörds mängd och vattenföringen är viktiga att studera eftersom de tydligt påverkar nästföljande års vattenkvalitet. Genom att studera vattenföringen kan vattenverken ligga ett steg före och vara förberedda på toppar i färg och COD_{Mn} ett par år framåt i tiden.

7.3. METODDISKUSSION

En viktig aspekt i studier av vattenkemi är noggrannheten av analysmetoder. Färganalysen vid Lovö vattenverk bygger på en visuell metod och är därför subjektiv. Absorbansvärden är ett mer objektivi t mått än färganalysen. Fördelen vid Lovö vattenverk är dock att analysmetoden har varit den samma sedan vattenverket togs i bruk 1933, vilket gör att perioder kan jämföras. Sulfat, COD_{Mn} samt turbiditet har under perioden analyserats med olika metoder och omvandlingsfaktorerna är endast empiriska. En ytterligare felkälla i tidsserierna från Lovö vattenverk är intagsdjupet. Under perioden har intagsdjupet varierat mellan 5, 10, 23 meter och en kombination av dessa djup, och värden från endast ett djup täckte inte in hela tidsperioden. En grov analys visade dock att trenderna var de samma för alla djup. Dosen fällningskemikalier har beräknats ur tillsatt mängd per volym renvatten. Detta innebär en felkälla eftersom fällningskemikalier egentligen doseras på råvattnet, och under reningsprocesserna förloras en del vatten.

Data till studien har hämtats från olika provtagningsplatser med förhållanden som inte är identiska med Mörbyfjärden (fig. 1), vilket kan ha påverkat samband mellan variabler. Vattenflöden till södra Görväln har till större del än de till Mörbyfjärden sitt ursprung från de norra delarna av Mälarens tillrinningsområde. Olika faktorer påverkar isläggningen (Eklund, 1999), varför det medför en stor felmarginal att använda data från olika platser med så olika förhållanden. Vid de statistiska analyserna användes data över nederbörd och lufttemperatur endast från Uppsala. Data endast från Uppsala kan inte beskriva förhållande i hela Mälarens tillrinningsområde. Insamlade data kan dock beskriva ungefärliga tendenser.

Vid statistisk analys förenklas verkligheten och metoderna innebär flera felkällor. I denna studie antogs det föreliggande linjära förhållanden mellan X- och Y- variabler, vilket är en grov beskrivning av naturliga förhållande. En annan felkälla kan vara att resultat av analyser från Lovö vattenverk användes i form av medelvärden. När data samlades in bildades veckomedelvärden istället för att plocka ut vissa punkter. Under de senaste två decennierna har analysfrekvensen varit lägre för samtliga vattenvariabler vid Lovö vattenverk, och variansen av medelvärdena under denna period bör därför ha blivit högre.

Ytterligare en felkälla i de statistiska analyserna ligger i att X-variablerna inte var helt oberoende. Det finns en stark koppling mellan olika vattenvariabler och samtliga av dessa är också påverkade av klimatologiska faktorer. Det gör det svårt att visa upp ett tydligt samband mellan orsak och verkan. Om X-variablerna är korrelerade med varandra, kan det skapa felaktiga resultat vid multipel regression (Mac Nally, 1999). I den här studien är vattenföringen till exempel styrd av nederbörd, och lufttemperaturen påverkar vattnets temperatur, fotosyntes- och nedbrytningshastighet i vattenmiljön. Dessa faktorer påverkar i sin tur halten organiskt material i akvatiska system (fig. 3). Eftersom studien inte tog hänsyn till beroendet mellan X-variabler, föreligger en viss felkälla i resultatet. Multivariata metoder hade eventuellt varit att föredra.

Studien är begränsad och det finns en rad olika faktorer som studien inte tog hänsyn till. Brukningsmetoder i jord- och skogsbruk har kraftigt förändrats under perioder, men förutom dikning har inte detta behandlats. Utsläpp från fabriker och reningsverk före 1966 och efter 1998 har inte heller studerats. Dessa faktorer ansågs dock inte vara den starkaste orsaken till de senaste årens tydliga ökning i färg och COD_{Mn} .

7.4. REKOMMENDATIONER TILL FORTSATTAS STUDIER

Under 1990-talet har råvattnet vid Lovö vattenverk varit svårare att rena. För att kunna optimera vattenreningsprocesserna är det viktigt att göra en mer grundligt klassificering av organiskt material i råvattnet i Mälaren. En klassificering av behövs också för att få en bild av ursprunget till det organiska materialet. Det är även viktigt att undersöka varifrån bidragen av färg och COD_{Mn} kommer. Detta kan studeras genom att ta hänsyn till vattenflöden i de olika tillrinningsområdena till Mälaren, och undersöka vattnets färg och innehåll av organiskt material från dessa delar. I denna studie användes endast nederbördsdata från Uppsala, men en koppling till nederbörd i de västra delarna av Mälaren bör också göras.

8. SLUTSATSER

Sammanfattningsvis kan följande slutsatser dras:

- Korrelations samband inom år är svaga, vilket beror på Mälarens höga omsättningstid.
- Det finns en stor tröghet i Mälaren som gör att färgtal och COD_{Mn}-halter till stor del kan förklaras av halter föregående år (40 % respektive 70 %).
- Den kraftiga nedgången i COD_{Mn} på 70-talet var en följd av minskade direktutsläpp till Mälaren och en minskning i vattenflödet.
- En naturlig cyklisk variation med frekvens 23 år kunde förklara en stor del av variationen i COD_{Mn}. Nästa maximumvärde väntas 2006.
- Höga färgtal förekom regelbundet under 1935-2002, och var en följd av hög nederbörd föregående höst.
- Variationen i färg och COD_{Mn} kan till 45 % respektive 35 % förklaras av förändringar i vattenföringen i Mälarens utlopp, uppmätt i Norrström.
- Kvoten mellan färg och COD_{Mn} följer vattenföringen sedan 1970 då direktutsläppen minskade, vilket innebär att färgen styrs av tillflöden från omgivande mark.
- Halter under 2001-02 avviker trots hänsynstagande till vattenflödet, vilket kan vara kombination av hög temperatur och nederbörd.
- Markanvändningen i Mälarens angränsande län förändrades inte nämnvärt mellan 1937-1992, men en tydlig ökning kunde dock ses i andelen skogsmark i Uppsala län.
- Nitrat- och nitritkväve, som till stor del kommer från avrinningsområdet, kan förklara en betydande del av variationen i vattnets färg och halt organiskt material (53 %)
- Gränsvärde för dricksvatten överstegs vid Lovö vattenverk endast ett flertal gånger under perioden. Under 1990-talet var råvattnet svårare att rena.
- Varmare, nederbördsrikare och extremare klimat kan leda till högre färgtal och COD_{Mn}-halter.
- Vattenverk kan med hjälp av ett års nederbörd och vattenföring i Mälaren förutsäga om efterföljande års färgtal och COD_{Mn}-halter kommer att vara höga eller låga.

9. REFERENSER

9.1. LITTERATUR

- Abrahamsson, J. (2002). *Vattenkvalitet vid Lovö och Norsborgs vattenverk under perioden 1992-2002, en studie av orsaker till och följder av förändring i råvatten, samt en uppföljning av effekten av vidtagna åtgärder*. Rapport nr 22. Stockholm Vatten.
- Ahl, T., Grönberg, B., Söderquist, K., Tolstoy, A. & Tirén, T. (1974). *Limnologiska studier av nordöstra Mälaren, Ekoln-Görväln 1969-1973*. Naturvårdsverkets limnologiska undersökning. Rapport 73. Uppsala.
- Andersson, B. (1982). *Vegetationsförändringar i Mälaren och Hjälmaren under 1900-talet*. Vattenlaboratoriet Uppsala. Statens Naturvårdsverk Rapport 1504.
- Andreasson, J., Gardelin, M. & Bergström, S. (2002). Modelling hydrological impacts of climate change in the lake Vänern region in Sweden. *Vatten* 58:25-32.
- Bergström, S., Carlsson, B., Gardelin, M., Lindström, G., Pettersson, A. & Rummukainen, M. (2001). Climate change impacts on runoff in Sweden – assessments by global climate models, dynamical downscaling and hydrological modelling. *Climate Research*, Vol. 16: 101-112.
- Blenckner, T. (2000). Klimatförändringar och insjöar. *Sweclims årsrapport 2000*.
- Blomberg, J. (1998). *En jämförelse mellan TOC, COD_{Mn} och UV-absorbans för mätningar av organiskt material i dricksvatten*. Rapport nr 23. Stockholm Vatten.
- Bolger, D.T., Alberts A.C., Sauvajot, R.M., Potenza, P. & McCalvin, C. (1997). Response of rodents to habit fragmentation in coastal southern California. *Ecological Applications* 7:552-563.
- Cronström, A. (1986). *Stockholms tekniska historia. Vattenförsörjning och avlopp*. Stockholms va-verk och kommittén för Stockholmsforskning.
- Dagens Nyheter (2003). Allt fler dör i europeisk rekordheta. Publicerad 5 augusti. Tillgänglig via <http://www.dn.se/DNet/jsp/polopoly.jsp?d=148&a=167660>, 2003-09-24.
- Degerman, E., (1987). *Humösa sjöar, En litteratursammanställning med inriktning på fisk och försurning*. Naturvårdsverket. Rapport 3415.
- Eikebrokk, B. (2002). Processer i vannverket: Fargetallet øker i norske drikkevannskilder – Potensiale for driftoptimalisering av koaguleringsanlegg. *Den 3. Nordiske Drikkevannskonferansen, Göteborg*.

- Ekelund, H. & Hamilton, G. (2001). *Skogspolitisk historia*. Skogsstyrelsen. Rapport 8A.
- Eklund, A., (1999). *Isläggning och islossning i svenska sjöar*. SMHI hydrologi. Rapport nr 81.
- Ekman, F. L. (1877). *Om hydrologiska förhållanden inom Mälardalens vattenområde*. – Kungliga Svenska Vetenskapsakademins Handlingar, Bihang Bd 4, No 12.
- Engstrom, D.R. (1987). Influence of vegetation and hydrology on the humus budgets of Labrador lakes. *Canadian Journal of fisheries and Aquatic Sciences* 41: 912-920.
- Eriksson, B. (1981). Statistisk analys av nederbördsdata. Del ??? 200-åriga nederbördsserier. SMHI RMK 27.
- Eriksson, E., Hajdu, S. & Willén, E. (1982). Vattenkvaliteten i Görväln, en dynamisk Mälarfjärd. *Vatten* 40:193-211.
- Fisher, M. (1997). Decline in the juniper woodlands of Raydah Reserve in southwestern Saudi Arabia: a response to climate change? *Global Ecology and Biogeography Letters* 6: 379-386.
- Forsberg, C. (1992). Will an increased greenhouse impact in Fennoscandia give rise to more humic and coloured lakes? *Hydrobiologia* 229: 51-58.
- Fölster, J. & Wilander, A. (2002). *Förändringar i vattenkemin i svenska vattendrag under 30 år*. Institutionen för miljöanalys, SLU. Rapport 2002:21.
- Gergel, S.E., Turner, M.G. & Kratz, T.K. (1999). Dissolved Organic Carbon as an indicator of the scale of watershed influence on lakes and rivers. *Ecological Applications*, 9(4), pp. 1377-1390.
- Gujarati, D.N. (1995). *Basic economics*. Third edition. MacGraw-Hill BookCo. ISBN 0-07-113964-8.
- Heikkinen, R.K & Neuvonen, S. (1997). Species richness of vascular plants in the subarctic landscape of northern Finland: modelling relationships to the environment. *Biodiversity and Conservation* 6: 1181-1201.
- Helsel, D.R. & Hirsch, R.M. (1992). Statistical methods in water resources. *Studies in environmental science* 49.
- Hernebring, C. (2003). *Drifterfarenheter vid vattenverk med kemisk fällning under hösten/våren 1998-99*. VA-Forsk. Rapport Nr 13.
- Hirsch, R.M., Alexander, R.B. & Smith, R.A. (1991). Selection of methods for the detection and estimation of trends in water quality. *Wat. Res. Res.* 27:803-813.

- Hurrell, J.W. (1995). Decadal trends in the North Atlantic Oscillation: regional temperatures and precipitation. *Science* 269: 676-679.
- Institutionen för Miljöanalys SLU, (2003). Tillgängligt datamaterial via [http://info1.ma.slu.se/ma/www_ma.acgi\\$Station?ID=Intro&S=64](http://info1.ma.slu.se/ma/www_ma.acgi$Station?ID=Intro&S=64), 2003-05-23.
- Joshi, S. (2002). Skog och skogsmark. *Skogsstatistisk årsbok 2002*.
- Karlsson, G. (1989). *Dynamics of Nutrient Mass Transport. A Rive Basin Evaluation*. Linköping Studies in Arts and Science 40.
- Kirchner, J. (1996). *Serial correlation. Data Analysis Toolkit #11*. Tillgänglig via http://ist-socrates.berkeley.edu/~epsc120/Toolkits/Toolkit_11.pdf, 2003-08-28.
- Lamb, J.D. (2003). Tillgänglig via <http://www.uea.btinternet.co.uk/Durbin-Watson.pdf>, 2003-09-07.
- Livsmedelverket (2003). *Livsmedelverkets föreskrifter om dricksvatten*. SLVFS 2001:30. Tillgänglig via http://www.slv.se/default.asp?FrameLocation=/templates/SLV/SLV_Page_6149.asp, 2003-09-24.
- Lännergren, C. (2002). *Undersökningar i Östra Mälaren 1998-2001*. Avdelningen för Vattenvård. Stockholm Vatten.
- Löfgren, S., (1991). *Naturliga och antropogena källors betydelse för de ökade halterna av kväve och organiskt material i Västerdalälven och Klarälven, 1965-89*. Naturvårdsverket, Avd. för miljöövervakning, Sötvattenuheten. Rapport 3902. Uppsala. pp 41.
- MacCall, R., Nee, S. & Harvey P.H. (1996). Determining the influence of continental species-richness, island availability and vicariance in the formation of island-endemic bird species. *Biodiversity Letter* 3: 137-150.
- Mac Nally, R. (1999). Regression and model building in conservation biology, biogeography and ecology: the distribution between – and reconciliation of – ‘predictive’ and ‘explanatory’ models. *Biodiversity and Conservation* 9: 655-671, 2000.
- Minitab (2003). Mjukvaran var tillgänglig via <http://www.minitab.com/>, 03-07-22.
- Moberg, A. (1996). *Temperature variations in Sweden since the 18th century*. Doctoral Thesis. Department of Physical Geography, Stockholm University. Dissertation No. 5.
- Molot, L.A. & Dillon, P.J. (1997). Colour - mass balances and colour – dissolved organic carbon relationships in lakes and streams in central Ontario. *Canadian Journal of fisheries and Aquatic Sciences* 54 (12): 2789-2795.

- Naturvårdsverket (1999). *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag*. Rapport 4913.
- Naughton-Trevis, L. (1998). Predicting patterns of crop damage by wildlife around Kibale national park, Kenya. *Conservation Biology* 12:320-330.
- Ny Teknik (2003). Rätt ljus renar vatten. Tillgänglig via http://www.nyteknik.se/pub/ipsart.asp?art_id=29853. 03-08-03.
- Parmesan, C., Root, T.L. & Willig, M.R. (2000). Impacts of extreme weather and climate on terrestrial biota. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 81: 443-445.
- Persson, D., (2003). *Alternativa fällningskemikalier för ökad avskiljning av organiska ämnen vid dricksvattenframställning*. Examensarbete, Avdelning för Industriellt Miljöskydd, Institutionen för Kemiteknik, Kungliga Tekniska Högskolan. Opublicerat.
- Pierrou, U. (1977). *Svenska vattenkvalitetskriterier – organiska ämnen*. Naturvårdsverket SNV PM 919. 55p.
- Rummukainen, M. (2000). Händelserikt år 2000. *Sweclims årsrapport 2000*.
- Rummukainen, M. (2002). Äntligen – flera nya svar på frågan om klimatet i Sverige om 100 år. *Sweclims årsrapport 2002*.
- Rummikainen, M., Bergström, S. & Rodhe, J. (2002). Extremer är också vanliga händelser. *Sweclims årsrapport 2002*.
- Rummukainen, M., Räisänen, J., Bjørge, D., Christensen, H., Christensen, O.B., Iversen, T., Jylhä, K., Ólafsson, H. & Tuomenvirta, H. (2003). Regional Climate Scenarios for use in Nordic Water Resources Studies. *Nordic Hydrology* (accepted).
- Servais, P., Billen, G. & Hascoët, M.C. (1987). Determination of the biodegradable fraction of dissolved organic matter in waters. *Water Research Vol. 21*(4), pp. 450-450.
- SCB (1958). *Jordbruksräkningen 1956*.
- SCB (1983). *Lantbruksräkningen 1981*.
- SCB (1993). *Lantbruksräkningen 1992. - Statistiska meddelanden, JO SM 93-02*.
- Stockholms Hamn AB. Dagliga utflödesdata 1943-2002.
- Stockholms stads gatukontor (1968-1973). *Recipientundersökningar*.
- Stockholm Vatten (1921-1951, 1954-1964, 1965-1973). *Årsberättelser*.

- Stockholm vattenledningsverk (1936). *Några undersökningar och drifterfarenheter vid Lovöverket åren 1933-1936*.
- Stockholms vatten- och avloppsverk (1974-1981). *Undersökningar i Östra Mälaren*
- Stumm, W. & Morgan, J.J. (1996). *Aquatic chemistry. Chemical equilibria and rates in natural waters*. Third edition. Environmental science and technology: A wiley-interscience series of texts and monographs.
- Stålnacke, P., Grimvall, A., Sundblad, K. & Wilander, A. (1998). Trends in nitrogen transport in Swedish rivers. *Environmental Monitoring and Assessment* 59: 47-72.
- Stålnacke, P. & Stålnacke, M. (1990). *Trendanalys och källförteckning i Lagans avrinningsområde*. Examensarbete, Tekniska institutionen, Matematiska avdelningen, Linköpings universitet, 85s.
- Svensk standard SS 02 81 39.
- Sweclim (2003). Information tillgänglig via <http://www.smhi.se/sweclim/>, 2003-09-24.
- Thurman, E.M. (1985). *Organic Geochemistry of Natural Waters*. ISBN 90-247-3143-7.
- Wallin, M., Andersson, B., Johnson, R., Kvarnäs, H., Persson, G., Weyhenmeyer, G. & Willén, E. (2000). *Mälaren miljö tillstånd och utveckling 1965-1985*. Mälarens vattenvårdsförbund.
- Wallin, M. & Weyhenmeyer, G. (2001). *Mälarens grumlighet och vattenfärg - effekter av det extremt nederbördsrika året 2000*. Mälarens vattenvårdsförbund. Institutionen för Miljöanalys, SLU 2001.
- Wertzel, R.G. (1975). *Limnology*. W.B. Saunders, Philadelphia, USA. 743 p.
- Wertzel, R.G. (1992). Gradient-Dominated Ecosystems – Sources and Regulatory Functions of Dissolved Organic-Matter in Fresh-Water Ecosystems. *Hydrobiologia* 229: 181-198.
- Weyhenmeyer, G., Willén, E. & Sonesten, L. (2003). *Effects of an extreme precipitation event: brownish lake water and an increase in recruiting algae (Cryptophyceae)*. Institutionen för Miljöanalys. Sveriges Lantbruksuniversitet.
- Willén, E. (2001). Four decades of research on the Swedish large lakes Mälaren, Hjälmaren, Vättern and Vänern: the significance of monitoring and remedial measures for a sustainable society. *Ambio*, 30, pp. 458-466.

9.2. PERSONLIG KONTAKT

- Abrahamsson, J., Miljö- och utvecklingsavdelningen Process, Stockholm Vatten AB (2003).
- Berggren, D., Institutionen för Markvetenskap, Sveriges Lantbruksuniversitet (2003).
- Bergström, H., Institutionen för geovetenskaper, Meteorologisk information, Uppsala universitet (2003).
- Bishop, K., Institutionen för Miljöanalys, Sveriges Lantbruksuniversitet (2003).
- Blenckner, T., Institutionen för geovetenskaper, Luft- och vattenlära, Uppsala universitet (2003).
- Carlsson, B., Institutionen för informationsteknologi, Uppsala universitet (2003).
- Fölster, J., Institutionen för Miljöanalys, Sveriges Lantbruksuniversitet (2003).
- Eriksson P., Norrvatten (2003).
- Eriksson, U., Miljö- och utvecklingsavdelningen Process, Stockholm Vatten AB (2003).
- Karlsson, M., Institutionen för Miljöanalys, Sveriges Lantbruksuniversitet (2003).
- Lunddahl, U., Laboratoriet Lovö vattenverk, Stockholm Vatten AB (2003).
- Lännergren C., Stockholm Vatten AB (2003).
- Persson, G., Rosby Centre, SMHI (2003).
- Nydén, T., Miljöenheten, Skogsstyrelsen (2003).
- Tullman, M., Stockholms Hamn AB (2003).
- Uhrzander, B.M., Skråmsta vattenverk, Örebro (2003).
- Westman, S.E., SMHI (2003).
- Åsman, M., Sveriges Geologiska Undersökningar (2003).

Tab. B1 Gränsvär för test av autokorrelation med Durbin-Watson test på signifikansnivån 0,05. I tabellen är k antal oberoende variabler och n antal observationer (Källa: Lamb, 2003)

Signifikanta gränspunkter för d_l^1 och d_u^2 på signifikansnivån 0,05										
N	k=1		k=2		k=3		k=4		k=5	
	d_l	d_u	d_l	d_u	d_l	d_u	d_l	d_u	d_l	d_u
15	1,08	1,36	0,95	1,54	0,82	1,75	0,69	1,97	0,56	2,21
16	1,1	1,37	0,98	1,54	0,86	1,73	0,74	1,93	0,62	2,15
17	1,13	1,38	1,02	1,54	0,9	1,71	0,78	1,9	0,67	2,1
18	1,16	1,39	1,05	1,53	0,93	1,69	0,82	1,87	0,71	2,06
19	1,18	1,4	1,08	1,53	0,97	1,68	0,86	1,85	0,75	2,02
20	1,2	1,41	1,1	1,54	1	1,68	0,9	1,83	0,79	1,99
21	1,22	1,42	1,13	1,54	1,03	1,67	0,93	1,81	0,83	1,96
22	1,24	1,43	1,15	1,54	1,05	1,66	0,96	1,8	0,86	1,94
23	1,26	1,44	1,17	1,54	1,08	1,66	0,99	1,79	0,9	1,92
24	1,27	1,45	1,19	1,55	1,1	1,66	1,01	1,78	0,93	1,9
25	1,29	1,45	1,21	1,55	1,12	1,66	1,04	1,77	0,95	1,89
26	1,3	1,46	1,22	1,55	1,14	1,65	1,06	1,76	0,98	1,88
27	1,32	1,47	1,24	1,56	1,16	1,65	1,08	1,76	1,01	1,86
28	1,33	1,48	1,26	1,56	1,18	1,65	1,1	1,75	1,03	1,85
29	1,34	1,48	1,27	1,56	1,2	1,65	1,12	1,74	1,05	1,84
30	1,35	1,49	1,28	1,57	1,21	1,65	1,14	1,74	1,07	1,83
31	1,36	1,5	1,3	1,57	1,23	1,65	1,16	1,74	1,09	1,83
32	1,37	1,5	1,31	1,57	1,24	1,65	1,18	1,73	1,11	1,82
33	1,38	1,51	1,32	1,58	1,26	1,65	1,19	1,73	1,13	1,81
34	1,39	1,51	1,33	1,58	1,27	1,65	1,21	1,73	1,15	1,81
35	1,4	1,52	1,34	1,58	1,28	1,65	1,22	1,73	1,16	1,8
36	1,41	1,52	1,35	1,59	1,29	1,65	1,24	1,73	1,18	1,8
37	1,42	1,53	1,36	1,59	1,31	1,66	1,25	1,72	1,19	1,8
38	1,43	1,54	1,37	1,59	1,32	1,66	1,26	1,72	1,21	1,79
39	1,43	1,54	1,38	1,6	1,33	1,66	1,27	1,72	1,22	1,79
40	1,44	1,54	1,39	1,6	1,34	1,66	1,29	1,72	1,23	1,79
45	1,48	1,57	1,43	1,62	1,38	1,67	1,34	1,72	1,29	1,78
50	1,5	1,59	1,46	1,63	1,42	1,67	1,38	1,72	1,34	1,77
55	1,53	1,6	1,49	1,64	1,45	1,68	1,41	1,72	1,38	1,77
60	1,55	1,62	1,51	1,65	1,48	1,69	1,44	1,73	1,41	1,77
65	1,57	1,63	1,54	1,66	1,5	1,7	1,47	1,73	1,44	1,77
70	1,58	1,64	1,55	1,67	1,52	1,7	1,49	1,74	1,46	1,77
75	1,6	1,65	1,57	1,68	1,54	1,71	1,51	1,74	1,49	1,77
80	1,61	1,66	1,59	1,69	1,56	1,72	1,53	1,74	1,51	1,77
85	1,62	1,67	1,6	1,7	1,57	1,72	1,55	1,75	1,52	1,77
90	1,63	1,68	1,61	1,7	1,59	1,73	1,57	1,75	1,54	1,78
95	1,64	1,69	1,62	1,71	1,6	1,73	1,58	1,75	1,56	1,78
100+	1,65	1,69	1,63	1,72	1,61	1,74	1,59	1,76	1,57	1,78

¹ D_l står för D_{lower} , den understa gränsen.

² D_u står för D_{upper} , den översta gränsen.

Tab. B2 Statistik över månadsserier av variablerna i intervallet 1944-2002

Variabel	Enhet	Intervall	Antal värden	Max värde	Min värde	Medelvärde	Standardavvikelse
Färg	mg Pt/l	1944-2002	687	48	14	24	5,93
COD _{Mn}	mg/l	1944-2002	708	9,6	4,3	6,4	0,99
Lufttemperatur ¹	°C	1944-2002	708	21	-12,8	5,85	7,69
Vattentemperatur	°C	1944-2002	708	16,6	0,30	6,74	4,20
Nederbörd ¹	mm/mån	1944-2002	708	183	0,2	45,6	28,5
Vattenföring	Mm ³ /mån	1944-2002	708	2025	-23	348	418
ΔQ	Mm ³ /mån	1944-2002	707	1248	-1181	-0,5587	311
Alkalinitet	HCO ₃ ⁻	1944-2002	704	80	44	61	6,78

¹ Källa: Bergström, personlig kontakt

Tab. B3 Statistik över årsserier av variablerna

Variabel	Enhet	Intervall	Antal värden	Max värde	Min värde	Medel-värde	Standard-avvikelse
Färg	mg Pt /l	1944-2002	59	38	16	24	5,17
		1944-1976	33	38	16	24	4,35
		1977-2002	25	38	16	23	6,14
COD _{Mn}	mg/l	1944-2002	59	8,5	4,8	6,4	0,882
		1944-1976	33	8,5	4,8	6,8	0,958
		1977-2002	26	7,4	4,9	6,0	0,547
Lufttemperatur ¹	°C	1944-2002	59	7,63	3,92	5,91	0,961
		1944-1976	33	7,38	4,11	5,71	0,846
		1977-2002	26	7,63	3,92	6,16	1,06
Vattentemperatur	°C	1944-2002	59	8,03	5,60	6,74	0,556
		1944-1976	33	7,60	5,60	6,70	0,551
		1977-2002	26	8,03	5,81	6,84	0,558
Nederbörd ¹	mm/år	1944-1976	59	713,6	380,8	547,6	91,4
		1977-2002	33	716,4	380,8	525,1	92,5
		1977-2002	26	713,6	402,0	576,1	83,1
Alkalinitet	HCO ₃ ⁻	1944-2002	59	71	50	61	5,25
		1944-1976	33	71	50	59	4,73
		1977-2002	26	71	53	62	5,53
Vattenföring	Mm ³ /år	1944-2002	59	8499	1318	5020	1509
		1944-1976	33	8499	1318	4841	1672
		1977-2002	26	7828	2533	5209	1278
Organiskt kväve ²	µg/l	1967-2002	34	669	338	475	65,8
Nitrat- och nitritkväve ²	µg/l	1967-2002	34	600	75	334	142
Ammoniumkväve ²	µg/l	1967-2002	34	40	7,0	18	7,72
Totalfosfor ²	µg/l	1967-2002	36	45,0	18,6	28,3	6,63
Fosfatfosfor ²	µg/l	1967-2002	36	36,0	4,7	14,6	6,79
Sulfathalt ²	mekv/l	1967-2002	34	1,137	0,520	0,751	0,170
Grundvattennivå, Sigtuna ³	möh	1967-2002	36	21,49	18,57	20,72	0,5881

¹ Källa: Bergström, personlig kontakt² Källa: Institutionen för Miljöanalys SLU (2003)³ Källa: Åsman, personlig kontakt

Tab. B4 Korrelationer mellan Y- och X-variabler, månadsvärden

X-variabler	Ekvation	R ²	R	R ² _a	p
Regression med Färg					
Nederbörd ¹	Färg = 22,7 + 0,196 Nederbörd	0,011	0,105	0,009	0,070
Lufttemperatur ¹	Färg = 22,7 + 0,196 Lufttemperatur	0,065	0,255	0,064	0,000
Vattentemperatur	Färg = 21,9 + 0,289 Vattentemperatur	0,042	0,205	0,042	0,000
Vattenföring ²	Färg = 23,9 - 0,000257 Q	0,000	0,000	0,000	0,692
ΔQ	Färg = 23,8 - 0,00348 ΔQ	0,033	-0,182	0,032	0,000
Alkalinitet	Färg = 20,1 + 0,0628 Alkalinitet	0,005	0,071	0,004	0,062
COD_{Mn}					
Nederbörd ¹	COD _{Mn} = 6,32 + 0,00242 Nederbörd	0,005	0,071	0,003	0,063
Lufttemperatur ¹	COD _{Mn} = 6,28 + 0,0255 Lufttemperatur	0,039	0,197	0,038	0,000
Vattentemperatur	COD _{Mn} = 6,20 + 0,0340 Vattentemperatur	0,021	0,145	0,020	0,000
Vattenföring ²	COD _{Mn} = 6,41 + 0,000033 Q	0,000	0,000	0,000	0,758
ΔQ	COD _{Mn} = 6,43 - 0,000467 ΔQ	0,022	-0,148	0,020	0,000
Alkalinitet	COD _{Mn} = 4,57 + 0,0308 Alkalinitet	0,045	0,212	0,043	0,000

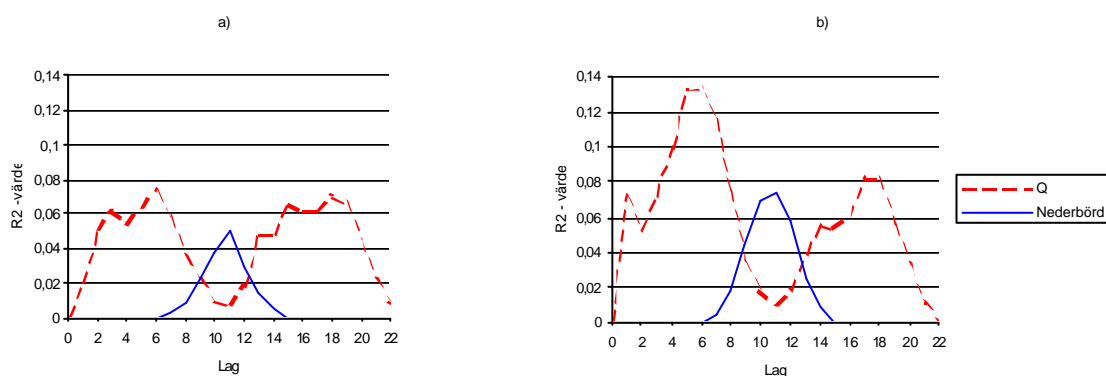


Fig. B1 Korrelationer mellan a) COD_{Mn} och nederbörd och vattenföring samt mellan b) Färg och nederbörd och vattenföring under 2 år. Lag står för antal månader som vattenföringen, Q, och nederbörden är förskjutna i förhållande till färg och COD_{Mn}.

¹ Källa: Bergström, personlig kontakt

² Källa: Stockholms Hamn AB

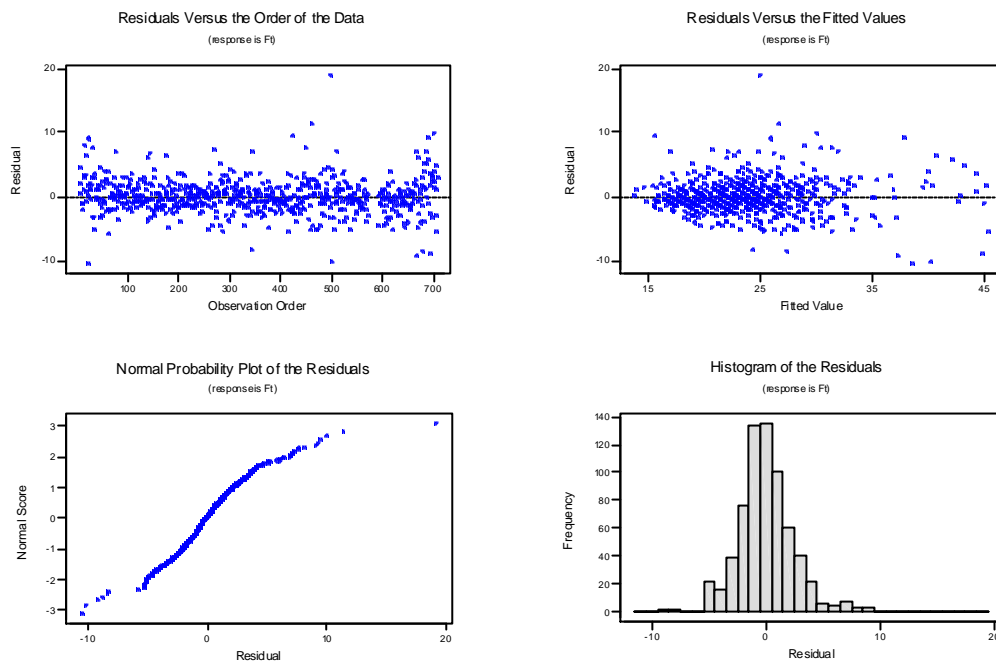


Fig. B2 Residualanalys för modell med färg som Y-parameter: $Färg(t) = 1,41 + 0,65 Färg(t-1) + 0,0842 Lufttemperatur(t) - 0,164 Vattentemperatur(t) + 0,0256 Alkalinitet(t) + 0,00146 Q(t-5) + 0,684 April + 2,16 Maj + 0,701 December$.

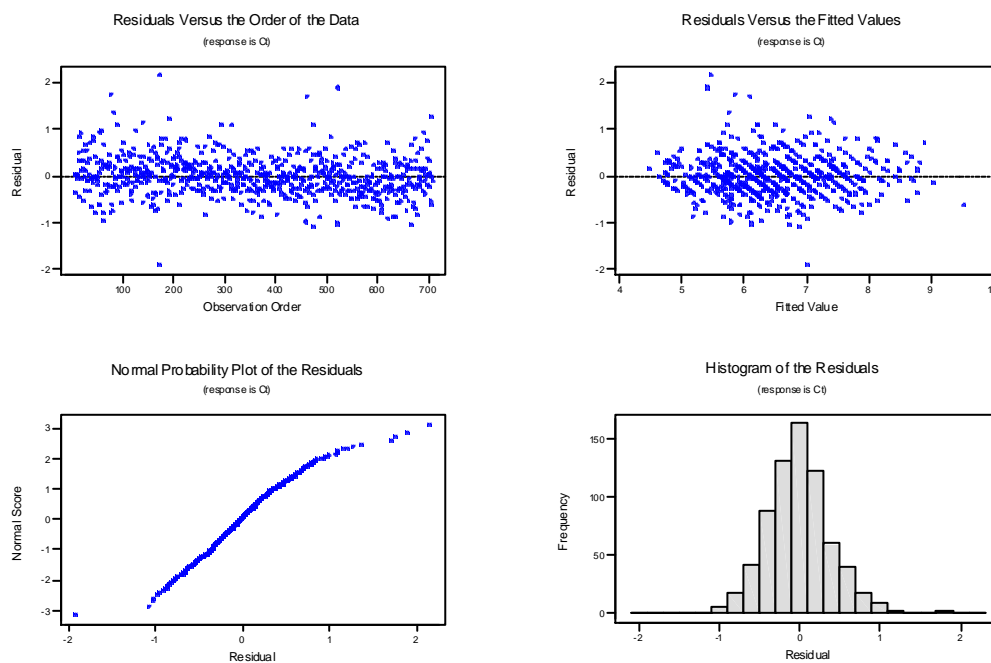


Fig. B3 Residualanalys av modell med COD_{Mn} som Y-parameter: $COD_{Mn}(t) = 0,181 + 0,879 COD_{Mn}(t-1) - 0,0205 Vattentemperatur(t) + 0,00991 Alkalinitet + 0,000166 Q(t-5) + 0,355 Maj + 0,345 Jun + 0,0825 Jul$.

Tab. B5 Korrelationer mellan Y- och X-variabler, årsvärden

X-variabler	Ekvation	R ²	R	R ² _a	P
Färg (t-1)	Färg (t) = 7,85 + 0,679 Färg (t-1)	0,405	0,636	0,394	0,000
Nederbörd (t)	Färg (t) = 21,5 + 0,00423 Nederbörd (t)	0,006	0,077	0,000	0,574
Nederbörd (t-1)	Färg (t) = 9,67 + 0,0259 Nederbörd (t-1)	0,211	0,459	0,196	0,000
Nederbörd (t-2)	Färg (t) = 13,1 + 0,0191 Nederbörd (t-2)	0,131	0,362	0,115	0,006
Lufttemperatur (t)	Färg (t) = 26,6 - 0,472 Lufttemperatur (t)	0,008	0,089	0,000	0,516
Vattentemperatur (t)	Färg (t) = 21,5 + 0,35 Vattentemperatur (t)	0,001	0,032	0,000	0,780
Vattenföring (t)	Färg (t) = 18,6 + 0,00105 Q (t)	0,094	0,307	0,078	0,019
Vattenföring (t-1)	Färg (t) = 12,3 + 0,00229 Q (t-1)	0,451	0,672	0,441	0,000
Vattenföring (t-2)	Färg (t) = 16,2 + 0,00147 Q (t-2)	0,213	0,462	0,199	0,000
ΔQ (t)	Färg (t) = 23,8 - 0,000839 ΔQ (t-2)	0,089	0,298	0,072	0,023
ΔQ (t-1)	Färg (t) = 23,8 + 0,000620 ΔQ (t-1)	0,048	0,219	0,031	0,101
Alkalinitet (t)	Färg (t) = 26,8 - 0,049 Alkalinitet (t)	0,002	0,045	0,000	0,715
COD_{Mn}					
COD _{Mn} (t-1)	COD _{Mn} (t) = 1,09 + 0,833 COD _{Mn} (t-1)	0,683	0,82	0,678	0,000
Nederbörd (t)	COD _{Mn} (t) = 6,15 + 0,00051 Nederbörd (t)	0,003	0,055	0,000	0,694
Nederbörd (t-1)	COD _{Mn} (t) = 4,56 + 0,00341 Nederbörd (t-1)	0,125	0,354	0,109	0,007
Nederbörd (t-2)	COD _{Mn} (t) = 5,08 + 0,00243 Nederbörd (t-2)	0,066	0,257	0,049	0,053
Lufttemperatur (t)	COD _{Mn} (t) = 7,96 - 0,260 Lufttemperatur (t)	0,080	0,283	0,064	0,030
Vattentemperatur (t)	COD _{Mn} (t) = 6,68 - 0,038 Vattentemperatur (t)	0,001	0,032	0,000	0,856
Vattenföring (t)	COD _{Mn} (t) = 5,42 + 0,000200 Q (t)	0,117	0,342	0,101	0,008
Vattenföring (t-1)	COD _{Mn} (t) = 4,71 + 0,000344 Q (t-1)	0,345	0,587	0,334	0,000
Vattenföring (t-2)	COD _{Mn} (t) = 5,12 + 0,000256 Q (t-2)	0,200	0,447	0,186	0,000
ΔQ (t)	COD _{Mn} (t) = 6,43 - 0,000100 ΔQ (t)	0,042	0,205	0,026	0,117
ΔQ (t-1)	COD _{Mn} (t) = 6,43 + 0,000064 ΔQ (t-1)	0,017	0,130	0,000	0,324
Alkalinitet (t)	COD _{Mn} (t) = 5,05 + 0,0228 Alkalinitet (t)	0,018	0,134	0,001	0,307

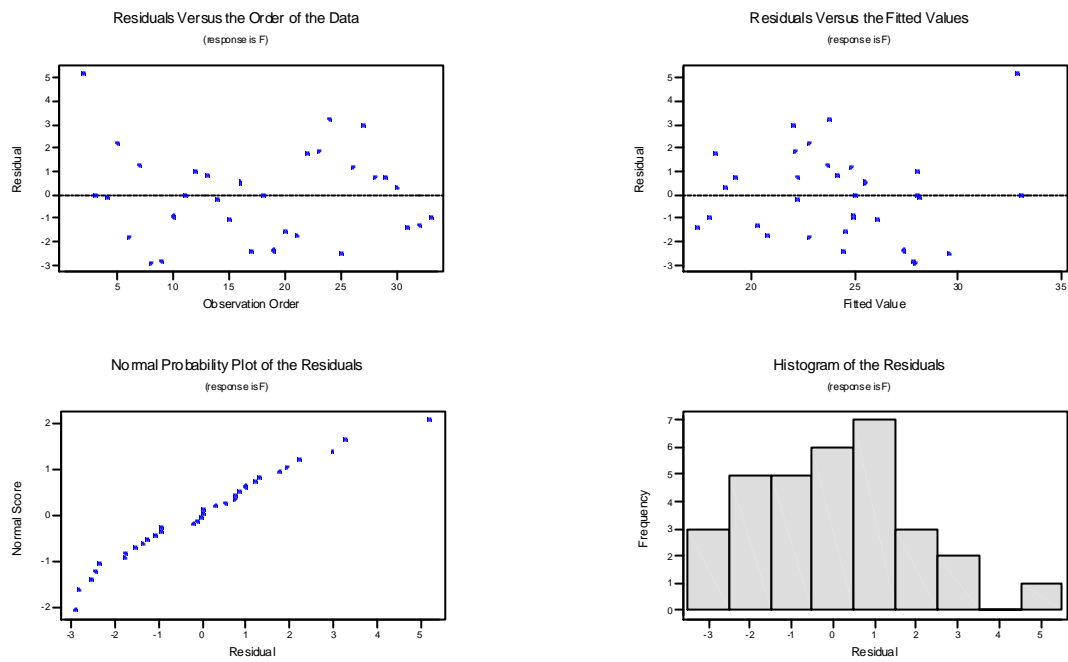


Fig. B4 Residualanalys för färgmodell 3 – kalibrerad inom intervallet 1944-1976.

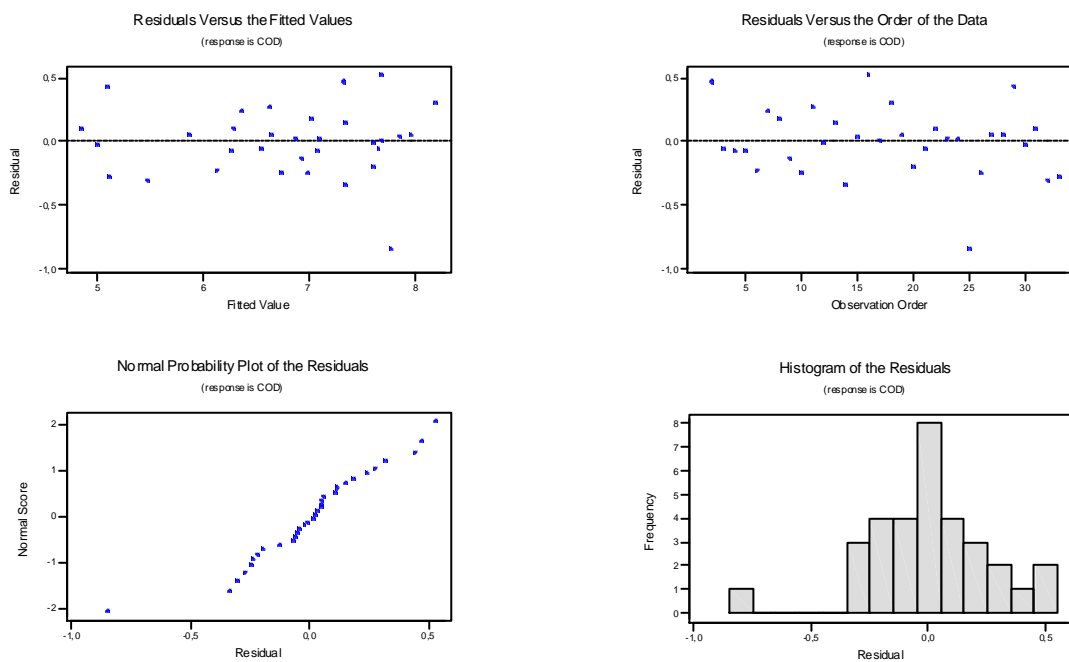


Fig. B5 Residualanalys av COD_{Mn}-modell 3, kalibrerad inom intervallet 1944-1976.