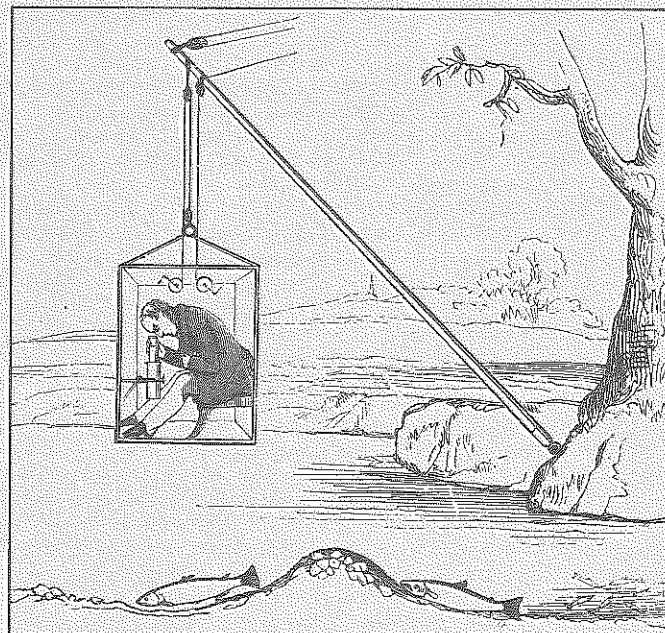


Information från

SÖTVATTENS- LABORATORIET

Drottningholm



PER NYBERG

Skogsgödsling och fisk

SKOGSGÖDSLING OCH FISK

Per Nyberg

INLEDNING	2
MATERIAL OCH METODER	3
Akvarieförsök	3
Burförsök	3
Provfisken	4
RESULTAT OCH DISKUSSION	4
Ammoniumkvävet's toxicitet	4
Akvarieförsök	5
Burförsök	5
Provfisken	6
Slutsatser	7
LITTERATUR	8
SUMMARY: FOREST FERTILIZATION AND FISH	9

INLEDNING

För att förbättra trädens tillväxt, har man i Sverige sedan mitten av 1960-talet i ganska stor omfattning gödslat skogsmark. Den årligen gödslade fastmarksarealen har på senare år varit omkring 150 000 ha och kan även i framtiden antas vara av samma storleksordning (S. Jonsson muntl. medd.).

Vid fastmarksgödsling har hittills endast använts kvävegödselmedlen urea och ammoniumnitrat och sistnämnda medel svarar nu för ca 3/4 av årsförbrukningen. Givorna har ökat från drygt 60 kg N/ha 1962 till omkring 150 kg N/ha (S. Jonsson muntl. medd., Ramberg et al. 1973).

Genom en mängd undersökningar har det visats, att det från ett skogsområde avrinnande vattnets kvalitet, i hög grad påverkas av skogsgödsling (op.cit.). I första hand har man observerat en kraftig ökning av ammonium- och nitratkvävekoncentrationerna omedelbart efter gödslingen, samt en även mera långsiktig ökning av kväveurlakningen. Vidare har man bl a påvisat en förhöjning av vattnets pH vid ureagödsling och en minskning vid gödsling med ammoniumnitrat (Ramberg et al. 1973, Ehlert et al. 1974, Edlund och Jäger 1974, Gestblom och Petterson 1974).

Ovannämnda förändringar i vattenkvalitet kan tänkas ha följande effekter på fiskbestånden:

1. Även relativt låga $\text{NH}_3\text{-N}$ -koncentrationer är extremt giftiga för fisk (EIFAC 1970), varför höga $\text{NH}_4\text{-N}$ -halter i kombination med högt pH kan vara riskabla.
2. Alltför stora förändringar av vattnets pH, liksom för låga eller höga värden, kan orsaka skador på fiskbestånden (EIFAC 1969).
3. Ökad kväveurlakning kan leda till förändrade produktionsförhållanden i vattnen och därigenom påverka fiskbestånden. Hittills utförda undersökningar i sjöar visar dock, att det ökade kvävetillskottet haft liten effekt (W. Dickson muntl. medd., Eriksson et al. 1974, Nyberg 1976, Ramberg 1976).

Av ovan nämnda effekter synes en samtidig förhöjning av $\text{NH}_4\text{-N}$ -koncentration och pH-värde vid ureagödsling kunna innebära vissa risker för fiskar i små rinnande vatten. Vid ammoniumnitratgödsling är det i första hand pH-sänkningen som kan vara riskabel, särskilt i redan sura och svagt buffrade sjöar och vattendrag.

Några direkta undersökningar av skogsgödslingens eventuella skadliga effekter, tycks inte ha utförts tidigare inom landet. Däremot finns en ansevärd mängd litteratur och -sammanställningar om såväl pH's inverkan på olika fiskarter och -bestånd (EIFAC 1969) som ammoniumkvävetoxicitet för fiskar (EIFAC 1970). Målsättningen med dessa relativt grova undersökningar har därför varit, att i samband med praktisk skogsgödsling, genom burförsök och provfisker med elfiskeaggregat studera om förändringen i vattenkvalitet i mindre bäckar kan påverka fiskbestånden. Vidare utfördes några orienterande akvarieförsök för att se vilka $\text{NH}_4\text{-N}$ -koncentrationer som

krävdes för akut toxisk verkan på öring. Då dessa halter befanns vara betydligt högre, än vad som kunde tänkas uppstå vid skogsgödsling, avbröts försöken.

Vid undersökningarna i Tivsjöområdet ca 60 km NV Sundsvall, har resor och uppehålle bekostats av Svenska Cellulosaaktiebolaget. Övriga undersökningar har utförts inom ramen för Klottenprojektet vid Limnologiska institutionen i Uppsala.

MATERIAL OCH METODER

Akvarieförsök

Försöken har utförts i 400 l stora, termostaterade och med aktivt kolfilter försedda strömakvarier med slutet cirkulationssystem. Akvarierna har fyllts med grundvatten (pH ~ 6.7, ledningsförmåga 3.6 m S/m) och efter 3-4 dagars temperering och aklimatisering har kolfiltret borttagits och $\text{NH}_4\text{-N}$ -halten höjts genom tillsats av NH_4Cl under 1-3 timmar. Vanligtvis har 10-16 st 1+ gamla (vid ett tillfälle dessutom 0+) öringar använts vid varje försök. På grund av de extremt höga $\text{NH}_4\text{-N}$ -koncentrationernas relativt korta varaktighet i bäckvattnet vid praktisk skogsgödsling (Ramberg et al. 1973), avbröts försöken efter 4-5 dygn, eller då 50% av fiskarna dött (LD 50). Under försöken har även fiskarnas beteende noterats. Som referens har använts ett med försöksakvariet identiskt akvarium, där ett större antal öringar förvarats för kommande försök. Under försöken har vattentemperatur och pH mätts 4 ggr/dygn och vattenprov för $\text{NH}_4\text{-N}$ -analys tagits vid tre tillfällen. De värden som anges i Tabell 1 är beräknade medelvärden.

Burförsök

Försöken utfördes i finmaskiga (60 v/a) och cylindriska (40x75 cm) burar. Dessa placerades på lämplig plats i bäckarna och besattes med 10 st 1+ öringar från fiskodling. I Tivsjöområdet utsattes burar i 4 bäckar (T3-T6) vars tillrinningsområde skulle gödslas och dessutom i en opåverkad bäck (T1). På grund av extremt nederbördsfattiga förhållanden och små tillrinningsområden, sinade några bäckar ganska snart efter försökets start. Försöksperiodens längd kom därför att variera mellan 4 (T3, T6) och 18 dygn (T1, T4, T5). Öringarna observerades till en början dagligen varvid även vattenprov togs för kemisk analys.

Vid försöken i Klottenområdet gödslades de övre delarna av ett avrinningsområde (Buskbäcken; Ramberg et al. 1973). Tre burar utplacerades från gödslingsgränsen och nedströms, för att erhålla olika grad av påverkan. Efter gödslingen mättes vattentemperatur, pH och ledningsförmåga 2 ggr/dygn. Kemisk analys utfördes dock endast före gödslingen, i närheten av den högsta uppmätta ledningsförmågan och vid försökets slut efter 4 dygn.

Provfisken

Elfiske utfördes i Tivsjöområdet, omedelbart före och ca 2 månader efter skogsgödsling i vattnen Ottersjöbäcken, Legtjärnsbäcken och Öraån. Till en början mättes temperatur, pH och ledningsförmåga och vatten för kemisk analys togs och konserverades dagligen. Då det senare visade sig att förändringarna i vattenkvalitet, av pH och ledningsförmåga att döma, var mycket små, utfördes aldrig de vattenkemiska analyserna.

I Klottenområdet utfördes provfiske före och ca 15 månader efter gödslingen i två öringförande bäckar (nr 5 och 8, Ramberg et al. 1973). Efter gödslingen togs vattenprover varannan dag under 2-3 veckor och därefter 2 ggr/månad.

Vid provfiskena har valda bäcksträckor avfiskats. I inget fall har avstängningsnät använts eller fisket upprepats, varför proverna inte kan anses vara kvantitativa. Bäckarna är emellertid små och fiskemetoden därför ändå förhållandevis effektiv.

RESULTAT OCH DISKUSSION

Ammoniumkvävetoxicitet

När ammoniak eller ett ammoniumsalt löses i vatten utbildas jämvikten: $\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{NH}_4^+ + \text{OH}^-$. Enligt Wuhrmann och Woker (1948) är det endast odissocierad ammoniak (NH_3) som är giftig. Jämvikten är som synes pH-beroende och vid ökat pH förskjuts jämvikten åt vänster varvid NH_3 -koncentrationen tilltar. Vid konstant temperatur kan sägas att NH_3 -koncentrationen ökar 10 ggr när pH ökar med 1 enhet (Trussel 1972).

Ammoniums toxiska verkningsätt tycks ännu inte vara helt klarlagt. Följande effekter har observerats och kan vara tänkbara:

1. Ammonium påverkar gälarnas permeabilitet så att vatten diffunderar in i fiskkroppen (Lloyd och Orr 1969).
2. Reducerar blodets syretransporterande förmåga (Brockway 1959).
3. Ammonium kan tänkas påverka fiskarnas nervsystem (Fromm och Gillette 1968, Wilson et al. 1969).

Smart (1976) fann att 0.50-0.65 mg NH_3 -N/l dödade regnbågar (*Salmo gairdneri*) på 5.5-2 timmar och att 0.25-0.30 mg NH_3 -N/l dödade samma fiskar på 14-21 dagar. Enligt EIFAC (1970) är den för laxfiskar lägsta funna direkt toxiska NH_3 -koncentrationen 0.2 mg/l, men Spotte (1970) påpekar att odissocierad ammonium skadar gälepitelet även i mycket låga koncentrationer (0.005-0.007 mg NH_3 -N/l; Burrows 1964). Förhöjda NH_3 -halter i fiskodlingar resulterar i minskad tillväxt och minskad motståndskraft mot sjukdomar. Även Smart (1976) fann att regnbågar som exponerats i 0.25-0.30 mg NH_3 -N/l ofta var angripna av sjukdomar och enligt EIFAC (1970) upphör inte skadliga effekter vid långtidsexponering förrän under 0.021 mg NH_3 -N/l.

Enligt Statens Naturvårdsverk (1969) bör inte ammoniumhalten överstiga 0.2 mg/l i laxvatten och inte 1.5 mg/l i vatten med andra fiskarter, d v s $\text{NH}_4\text{-N} < 0.16$ resp < 1.17 mg/l och man omtalar också det starka samband som råder mellan pH och ammoniums giftighet.

Akvarieförsök

Resultaten av de orienterande akvarieförsöken framgår av Tabell 1. $\text{NH}_3\text{-N}$ -koncentrationen har här beräknats med hjälp av Trussells (1972) tabell. Av Tabell 1 framgår att EIFAC's (1970) gränsvärde för akut toxisk verkan 0.2 mg NH_3 /l (~ 0.16 mg $\text{NH}_3\text{-N}$ /l) synes stämma ganska väl och det förefaller dessutom som om yngre (0+) fiskar är känsligare än äldre (1+). I de försök där öringarna överlevde, kunde man dock se att fiskarna var tydligt påverkade. Av de mycket okontrollerade rörelserna att döma, föreföll det som om nervsystemet påverkats (för jämförelse se sid. 4, punkt 3).

De i försöken 2-4 använda ammoniumkvävekoncentrationerna kan sannolikt uppstå i bäckar vid praktisk skogsgödsling. Däremot är pH-värdena i försöken för höga för att kunna representera mera än en mindre del av skogslandets rinnande vatten. Efter skogsgödsling kommer därför koncentrationen av giftig odissocierad ammoniak sannolikt att vara lägre i naturliga vatten.

Burförsök

Förändringarna i vattenkvalitet efter skogsgödsling i de bäckar där burförsök utfördes framgår av Tabell 2. I Tivsjöområdet (bäckarna T3-T6) gödslades 65-100% av bäckarnas tillrinningsområde och i Klotenområdet ca 55-95% av tillrinningsområdet. Vid båda gödslingstillfällena rådde extremt torr väderlek och avrinningen var så liten, att några bäckar sinade 4-7 dagar efter försökets start. Områdena skiljer sig åt genom att marken i Klotenområdet är betydligt basfattigare än i Tivsjö, vilket avspeglar sig i vattnets naturligt högre pH i sistnämnda område.

Vid gödslingarna i Tivsjö noterades de största förändringarna i bäck T5, där pH sjönk från 7.3 till 6.8 och $\text{NH}_4\text{-N}$ -koncentrationen ökade till 13.2 mg/l efter ammoniumnitratgödsling. I övriga bäckar var effekterna betydligt mindre och i bäck T6 knappast märkbara. I alla bäckar överlevde samtliga öringar under den tid försöken pågick, vilket knappast är förvånande med tanke på de relativt låga beräknade halterna av odissocierad ammoniak och den moderata pH-förändringen (Tabell 2).

Vid försöken i Buskbäcken var effekten på vattenkvaliteten liten vid de två längst nedströms utplacerade burarna (station 2 och 3) och inga effekter kunde konstateras på öringarna. Vid den översta stationen (1), där praktiskt taget hela tillrinningsområdet gödslats med ammoniumnitrat, var förändringarna mera påtagliga. I Fig. 1 framgår ledningsförmågens variation vid station 2, som är belägen ca 200 m nedströms 1, samt provtagningstillfällena och uppmätta värden vid station 1.

Som framgår av värdena i figuren ökade $\text{NH}_4\text{-N}$ -halten från 0.005 mg/l till 22.3 mg/l omkring 1 dygn efter gödslingen och efter ytterligare tre dygn var koncentrationen 11.2 mg/l. pH-värdet sjönk under samma tid

från 5.4 till 4.8. Av ledningsförmågan vid station 2 att döma, kan den maximala $\text{NH}_4\text{-N}$ -koncentrationen och pH-värdet ha varit ännu något högre resp lägre under perioden.

Cirka 4 dygn efter skogsgödslingen var samtliga öringar i buren vid station 1 döda. Den maximala beräknade $\text{NH}_3\text{-N}$ -halten var på grund av det låga pH-värdet endast 0.2 $\mu\text{g/l}$ (Tabell 2), vilket är långt under vad som kan antas vara toxiskt för fiskarna. pH-värdet minskade som nämnts från 5.4 till 4.8 och vid pH-värden under 5.0 tycks öringens existens vara hotad (Almer under tryckning, Leivestad et al. 1976). Det ligger därför nära till hands att anta, att det låga pH-värdet varit dödsorsaken. Vid ett akvarieförsök med öring sänktes pH från 6.6 till 4.7 (ledningsförmåga 3.6 m S/m) under loppet av ett dygn utan att fiskarna tog någon synbar skada. Vidare kan nämnas att öringarna i burarna 2 och 3 släpptes efter försöket. Då bäcken sinade i augusti följande år, påträffades levande öring i dammen vid station 3, trots att pH-värdet i hela bäcken under föregående höst vid några tillfällen varit så lågt som 4.4. Muniz och Grande (1974) fann också att 50% av öringarna överlevde över 15 dygn vid pH 4.5-4.6.

Dödsorsaken vid låga pH-värden har befunnits vara svårighet för fiskarna att upprätthålla en normal saltbalans i kroppen (Leivestad et al. 1976). Denna balans regleras genom ett aktivt upptagande av joner (Na^+ , Cl^-) via specialiserade epitelceller på gälarna (Evans 1975). Förhöjda $\text{NH}_3\text{-N}$ -halter påverkar gälarna så att dessa svullnar, slemavsondringen ökar (Smart 1976) och permeabiliteten för vatten ökar (Lloyd och Orr 1969). Det är därför sannolikt att även mycket små effekter på gälepitel och permeabilitet till följd av en även obetydligt förhöjd $\text{NH}_3\text{-N}$ -koncentration kan ha allvarliga effekter på den redan tidigare, vid låga pH-värden, försvårade saltregulationen.

Provfisken

Ett större tillrinningsområde består vanligtvis av skogsbestånd av flera olika åldrar än ett litet, d v s chanserna är ganska små att hela tillrinningsområdet skall gödslas. I större vattendrag är därför rimligtvis riskerna för kraftiga förändringar av vattenkvaliteten efter gödsling betydligt mindre än i små skogsbäckar.

Som framgår av Tabell 3 är skogsgödslingseffekterna på vattenkvaliteten i de fem bäckarna relativt små. I Tivsjöområdet var förändringen störst i Legtjärnsbäcken (ammoniumnitrat), där pH minskade från 7.2 till 6.2 och ledningsförmågan ökade från 3.6 till 5.5 m S/m. Tyvärr utfördes aldrig några kväveanalyser av vattnet, varför uppgift om $\text{NH}_4\text{-N}$ -koncentration saknas. I denna bäck fångades vid elfiskena öring, bäckkröding, bergsimpa och elritsa, i Ottersjöbäcken bäckkröding, bergsimpa, elritsa och lake och i Öraån öring, elritsa, bergsimpa och lake. Ingen förändring av fiskbestånden, varken art- eller antalsmässigt, kunde påvisas i något av vattnen då provfisket upprepades ca två månader efter skogsgödslingen.

I bäckarna i Klotenområdet (nr 5 och 8, Tabell 3) fångades endast öring. Elfisket upprepades här ca 15 månader efter gödslingstillfället, för att se om några reproduktionsskador uppstått i bestånden. Effekterna på bäckvattnet hade emellertid varit små (Tabell 3) och inga förändringar i populationernas ålderssammansättning framkom.

Slutsatser

Av framlagda litteraturdata och resultat synes det vara ganska klart, att $\text{NH}_3\text{-N}$ -koncentrationen vid ureagödsling sällan kan bli så hög eller effekten så långvarig, att den utgör någon stor fara för fiskbestånden. Däremot förefaller det som om gödsling med ammoniumnitrat i basfattiga områden, där vattnen är svagt buffrade, genom pH-sänkningen, vars effekt sannolikt förstärks även av obetydligt förhöjd NH_3 -halt, i viss utsträckning kan påverka fiskarna. Dessa risker föreligger främst i små rinnande vatten och om större delen av tillrinningsområdet gödslas, men t o m små och känsliga sjöar kan påverkas. Vid en simulering av en skogsgödsling i den lilla sjön Vitalampa (3 ha) (Eriksson et al. 1974), spreds under 9 dagar sammanlagt ca 170 g H^+ (som HCl och HNO_3) över sjöns yta. Av Fig. 2 framgår att pH i ytvattnet minskade med 0.2-0.3 enheter under några dagar. Förändringen är inte särskilt markant och mycket kortvarig, men försöket visar ändå, att redan tidigare sura eller försurade sjöar är lättpåverkade av ett H^+ -tillskott från ammoniumnitratgödsling. Dessa sjöar är också redan tidigare så sura, att en till synes obetydlig ytterligare sänkning av pH-värdet, särskilt under våren, kan vara ödesdiger för fiskarnas reproduktion.

Gödsling med urea och ammoniumnitrat innebär en försurning av marken (Nömmik 1966) och i lysimeterförsök sjönk pH i dräneringsvattnet ganska snart efter tillsats av ammonium och nitrat, och efter en något längre tid efter ureatillsats (Overrein 1971). Skogsgödsling kan alltså även på sikt bidra till en försurning av vattnen. Enligt Dickson (1976), kan gödsling med ammoniumnitrat (150 kg N/ha vart 5:e år) anses motsvara ca 40% av den totala försurning från atmosfären i sydvästra Sverige. I de bäckar, som undersökts i Klottenområdet (Ramberg et al. 1973), har dock hittills inte någon långsiktig pH-sänkning, till följd av skogsgödslingen kunnat konstateras (Klottenprojektet opublicerat).

Nedan följer några åtgärder som skulle kunna tänkas mildra skogsgödslingens effekter i vattendragen:

1. Att använda urea i stället för ammoniumnitrat i områden där vattnen är sura eller försurade. Effekten på trädens tillväxt är dock oftast betydligt bättre vid gödsling med ammoniumnitrat än med urea (S. Jonsson muntl. medd.), varför denna åtgärd kanske är svår att genomföra av skogsekonomiska skäl.
2. Flera resultat tyder på att de största och omedelbara effekterna på vattenkvaliten, beror på gödsel som hamnat direkt i vattnet eller i vattendragets omedelbara närhet. Man bör därför före gödslingen inventera, vilka vatten som är fiskförande och undvika spridning alltför nära åtminstone dessa vatten. Vid inventeringen bör man beakta, att även mindre bäckar kan vara betydelsefulla reproduktionslokaler.
3. Det har visat sig att effekterna på vattenkvaliten är kraftigast vid hög avrinning (Edlund och Jäger 1974, Ehlert et al. 1974). Även i opåverkade rinnande vatten råder ett starkt samband mellan pH och avrinning (op.cit.) och effekten av skogsgödslingen blir sannolikt förstärkt vid höga avrinningar. Man bör därför undvika att gödsla vid för höga vattenflöden och vid nederbörd.

LITTERATUR

- Almer, B. och W. Dickson. 1977. Sulfur pollution and the aquatic ecosystem. Under tryckning.
- Brockway, D.R. 1950. Metabolic products and their effects. *Progr.Fish. Cult.* 12(3):127-129.
- Burrows, R.E. 1964. Effects of accumulated excretory products on hatchery-reared salmonids. *Res.Rep.U.S.Fish.Wildl.Serv.* 66. 12 p.
- Dickson, W. 1976. Ska man kalka skogen, åkern eller i sjön direkt - om syftet är att höja pH-värdet i vattnet? Några synpunkter. Statens Naturvårdsverk PM 808. 12 p.
- Edlund, L. och E. Jäger. 1974. Skogsgödsling och vattenvård. Svenska Cellulosaaktiebolaget. (Stencil.) 44 p.
- Ehlert, K., H. Grip, L. Kloow, L. Lundin, P. Nyberg och B. Söderlund. 1974. Effekter på vattenkvaliteten i bäckar vid skogsgödsling med ammoniumnitrat och urea. Klotenprojektet. Rapp. 3. *Ungi Rapp.* 29. 35 p.
- EIFAC:s arbetsgrupp. 1969. Kriterium på vattenkvalitet för europeiska insjöfiskar. Om extrema pH-värden och sötvattensfisket. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (2). 29 p.
- EIFAC. 1970. Water quality criteria for european freshwater fish. Report on ammonia and inland fisheries. EIFAC Tech.Pap. 11. FAO, Rom.
- Eriksson, F., J.-Å. Johansson, P. Mossberg, P. Nyberg, H. Olofsson och L. Ramberg. 1974. Ekosystemets struktur i sjön Vitalampa. Klotenprojektet. Rapp. 3. *Scripta Limnol.Ups.* 370. 128 p.
- Evans, D.E. 1975. Ionic exchange mechanisms in fish gills. *Comp.Biochem. Physiol.* 51 A:491-495.
- Fromm, P.O. och J.R. Gillette. 1968. Effects of ambient ammonia on blood ammonia and nitrogen excretion of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Comp.Biochem.Physiol.* 26:887-896.
- Gestblom, B. och U. Pettersson. 1974. Vattenkemiska effekter vid skogsgödsling i Kassjöområdet 1973. Avd.Hydrol.Naturgeogr.inst.Uppsala. (Stencil.) 44 p.
- Leivestad, H., G. Hendrey, I.P. Muniz och E. Snekvik. 1976. Effects of acid precipitation on freshwater organisms. Ur Braekke, F.H. (Red.): Impact of acid precipitation on forest and freshwater ecosystems in Norway. SNSF-project FR 6/76:87-109.
- Lloyd, R. och L.D. Orr. 1969. The diuretic response by rainbow trout to sub-lethal concentrations of ammonia. *Wat.Res.* 3:335-344.
- Muniz, I.P. och M. Grande. 1974. Overlevning av ulike arter laksefisk i vann fra ett surt vassdrag. Ur Braekke, F.H. (Red.): Hydrokjemiske og hydrologiske rapporter fra NIVA. SNSF-project IR 3/74:29-39.
- Nyberg, P. 1976. Production and food consumption of perch in two Swedish forest lakes. Klotenprojektet. Rapp. 6. *Scripta Limnol.Ups.* 12/421. 97 p.

- Nömmik, H. 1966. Kvävegödselmedlens inverkan på markens pH. Växtnäringsnytt 3:14-19.
- Overrein, L.N. 1971. Isotope studies on nitrogen in forest soil. I. Relative losses of nitrogen through leaching during a period of forty months. Medd. Det Norske Skogsforsøksvesen 114 B 29(5).
- Ramberg, L. 1976. Relations between phytoplankton and environment in two Swedish forest lakes. Klotenprojektet. Rapp. 7. Scripta Limnol. Ups. 426. 97 p.
- B. Andersson, K. Ehlert, F. Eriksson, H. Grip, J.-Å. Johansson, P. Mossberg, P. Nyberg och H. Olofsson. 1973. 1. Klotenprojektets undersökningsområde. 2. Effekter på vattenkvalitén i bäckar vid skogsgödsling med ammoniumnitrat och urea. Klotenprojektet. Rapp. 1. Scripta Limnol. Ups. 320. 52 p.
- Smart, G. 1976. The effect of ammonia on gill structure of the rainbow trout (*Salmo gairdneri*). J.Fish.Biol. 6(8):471-475.
- Spotte, S.H. 1970. Fish and invertebrate culture. Wiley-Interscience, a Division of John Wiley and Sons, Inc. New York. London. Sydney. Toronto. 145 p.
- Statens Naturvårdsverk. 1969. Bedömningsgrunder för svenska ytvatten. SNV Publ. 1. 24 p.
- Trussel, R.P. 1972. The percent un-ionized ammonia in aqueous ammonia solutions at different pH levels and temperatures. J.Fish.Res.Bd Canada 29(10):1505-1507.
- Wilson, R.P., R.O. Andersson och R.A. Bloomfield. 1969. Ammonia toxicity in selected fishes. Comp.Biochem.Physiol. 28:107-118.
- Wuhrmann, K. von och H. Woker. 1948. Beiträge zur Toxikologie der Fische - II Experimentelle Untersuchungen über die Ammoniak- und Blausäurevergiftung. Schweiz.Z.Hydrol. 11(1/2):210-244.

SUMMARY: FOREST FERTILIZATION AND FISH

Since 1966 about 100,000-150,000 hectares of forest are fertilized annually in Sweden. Until now, only nitrogen fertilizers (urea and ammonium nitrate) have been used. The input is around 150 kg N/hectare and of the total consumption ammonium nitrate accounts for around 75 per cent.

A number of investigations have shown that forest fertilization may affect water chemistry in running waters. Reported effects are: lowered pH-value after ammonium nitrate and increased pH-value after urea fertilization. A rapid and rather strong, but short-termed, increase of the nitrate- and ammonium concentrations and an increased nitrogen leaching from fertilized areas.

Such changes in water quality may affect fish populations in the following ways:

1. Even a very low concentration of un-ionized ammonium is toxic to fish.
2. Changes of the pH-value, as well as very low or high values, may kill fish.
3. Increased nitrogen leaching may affect productivity of running waters and lakes. Two investigations in lakes in central Sweden have shown that these effects are small.

The purpose of the investigations reported here was to study if fish populations in running waters would be affected by forest fertilizations of the surrounding areas. Brown trout (*Salmo trutta*) were placed in net-cages in 7 small streams, and in 5 other streams electrofishing was carried out both prior to and 2-15 months after forest fertilization.

No effects could be seen in the fish populations, neither in species-composition nor reproduction, in the streams where test-fishing was carried out. The effects on water quality were also small. The greatest change of pH recorded was a drop from 7.2 to 6.2 and in another stream the maximum ammonium-nitrogen concentration recorded was 1.8 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ (Table 3).

The streams, in which net-cages and trout were placed, were smaller than those electrofished, and a major part of the drainage areas was fertilized. Therefore, effects on water quality were stronger. In six of the cases no effects on the trout could be seen, in spite of a rather high concentration of ammonium nitrogen (13.2 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$) and a pH drop from 7.3 to 6.8 in one of the streams. In the seventh cage all trout were dead within 4 days. In that stream pH dropped from 5.4 to 4.8 and ammonium nitrogen increased from a normal value of about 0.005 mg/l to a maximum concentration of 22.3 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$.

The pH-drop itself may be responsible for the deaths of the trout, but literature data indicate that they should have survived, at least for a longer period of time than four days. At such a low pH-value and an ammonium nitrogen concentration of 22.3 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$, the concentration of toxic un-ionized ammonium nitrogen can be calculated to be 0.2 μg $\text{NH}_3\text{-N/l}$. This is far below what has been shown to be acutely toxic to salmonid fishes (0.2 mg $\text{NH}_3\text{/l}$). It is known that very small amounts of un-ionized ammonium (6-8 $\mu\text{g/l}$) is damaging the gill epithelium of fishes and it is also known that the stress (and death) at low pH-values is caused by a failure to maintain a normal body-salt content. As this salt content is regulated by specialized epithelial cells on the gill surface, it seems feasible to assume that even minute concentrations of un-ionized ammonium may decrease the possibility of fish survival in acid water.

It seems rather clear, that, when using ammonia nitrate, there may be a certain risk for adverse effects on fish populations in small streams.

Negative effects of forest fertilization on surface waters may be reduced if fertilization is not carried out during days with precipitation and increased run-off, and by leaving a rather broad land-area near the waters unfertilized.

Tabell 1. Resultat av akvarieförsök.

Försök nr	Temp.	pH	NH ₄ -N (mg/l)	Ber. NH ₃ -N (mg/l)	
1	10.0°	7.2	115.3	0.334	LD 50 = 100 tim. (1+)
2	9.0°	7.5	35.0	0.189	Kraftigt påverkade efter 5 tim. (1+) LD 50 = 36 tim. (0+)
3	10.0°	7.5	20.4	0.120	Påverkade efter 1 dygn (1+)
4	18.0°	7.0	37.3	0.127	" " " " "
5	18.0°	6.5	86.0	0.086	" " " " "

Tabell 2. Skogsgödslingens effekter på pH och ammoniumkväve i bäckar där burförsök utförts.

Bäck	Försökets längd	Gödsel- medel	Max. $\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/l)	Beräkn. $\text{NH}_3\text{-N}$ ($\mu\text{g/l}$)	pH (före gödsling)	pH (efter gödsling)
Tivsjöområdet						
T3	4 dygn	urea	3.65	12	7.0	7.2
T4	18 "	ureat+AN	1.85	6	7.0	7.2
T5	18 "	AN	13.2	21	7.3	6.8
T6	7 "	"	< 0.1	< 0.3	7.2	6.9
Klotenområdet						
Buskbäcken						
1	4 dygn	AN	22.3	0.2	5.4	4.8
2	7 "	"	3.0	0.2	6.0	5.7
3	7 "	"	0.17	0.02	5.8	5.8

Tabell 3. Skogsgödslingens effekter på ledningsförmåga, pH och ammoniumkväve i bäckar där provfisker utförts.

Bäck	Gödsel- medel	Max. $\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/l)	Beräkn. $\text{NH}_3\text{-N}$ ($\mu\text{g/l}$)	pH (före gödsl.)	pH (efter gödsl.)	Ledningsförmåga (m S/m) (före gödsl.)	Ledningsförmåga (m S/m) (efter gödsl.)
Legtjärnsbäcken	AN			7.2	6.2	3.6	5.5
Ottersjöbäcken	urea			7.2	7.2	3.7	4.3
Öraån	urea+AN			7.1	7.3-7.1	3.0	3.1-3.8
nr. 5	urea	1.80	0.4	5.5	6.1	3.3	3.8
nr. 8	"	0.61	0.03	5.0	5.4	2.3	2.4

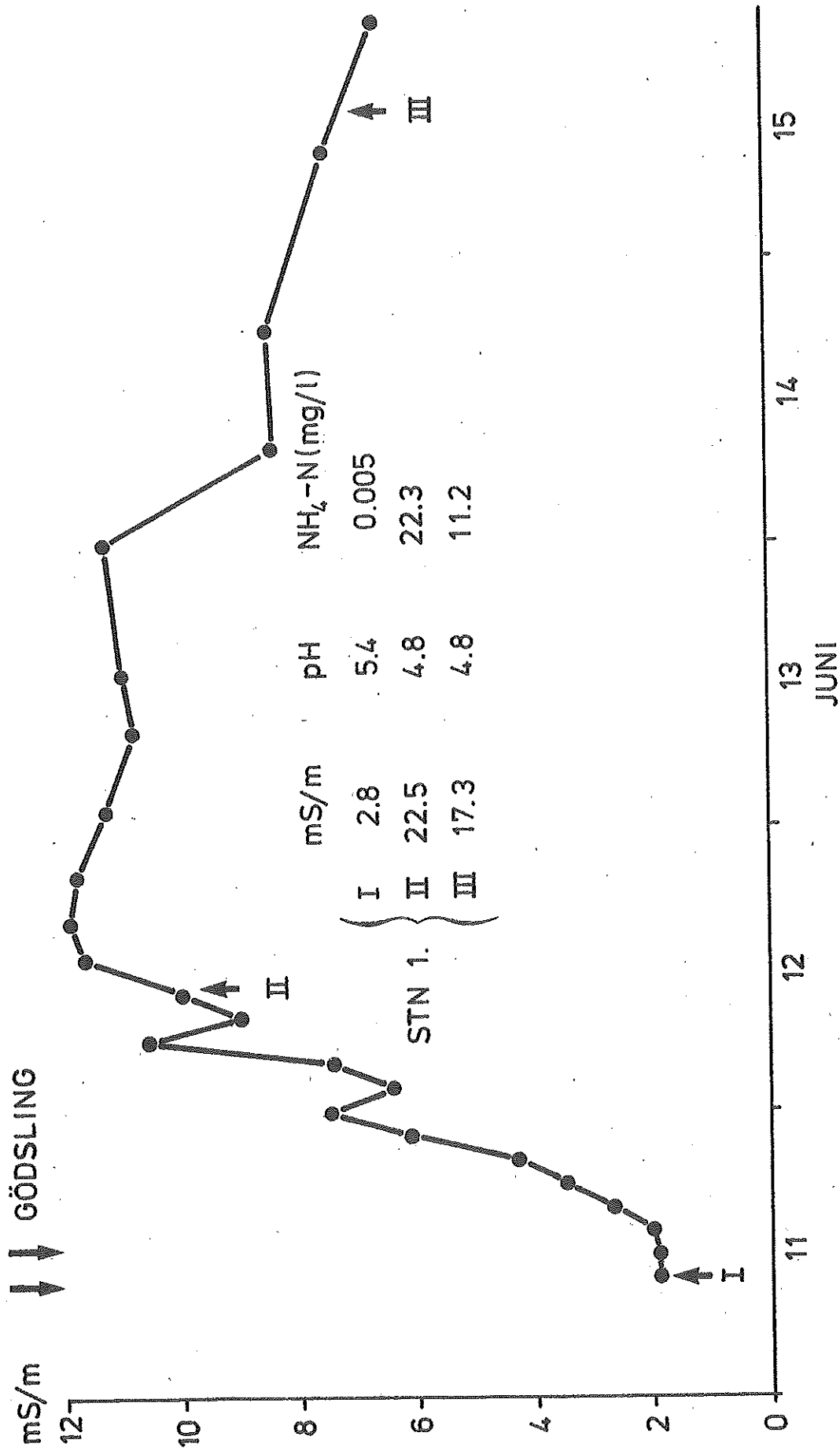


Fig. 1. Ledningsförmågens variation vid station 2 11-15/6 1974 och vid angivna tidpunkter uppmätta värden vid station 1.

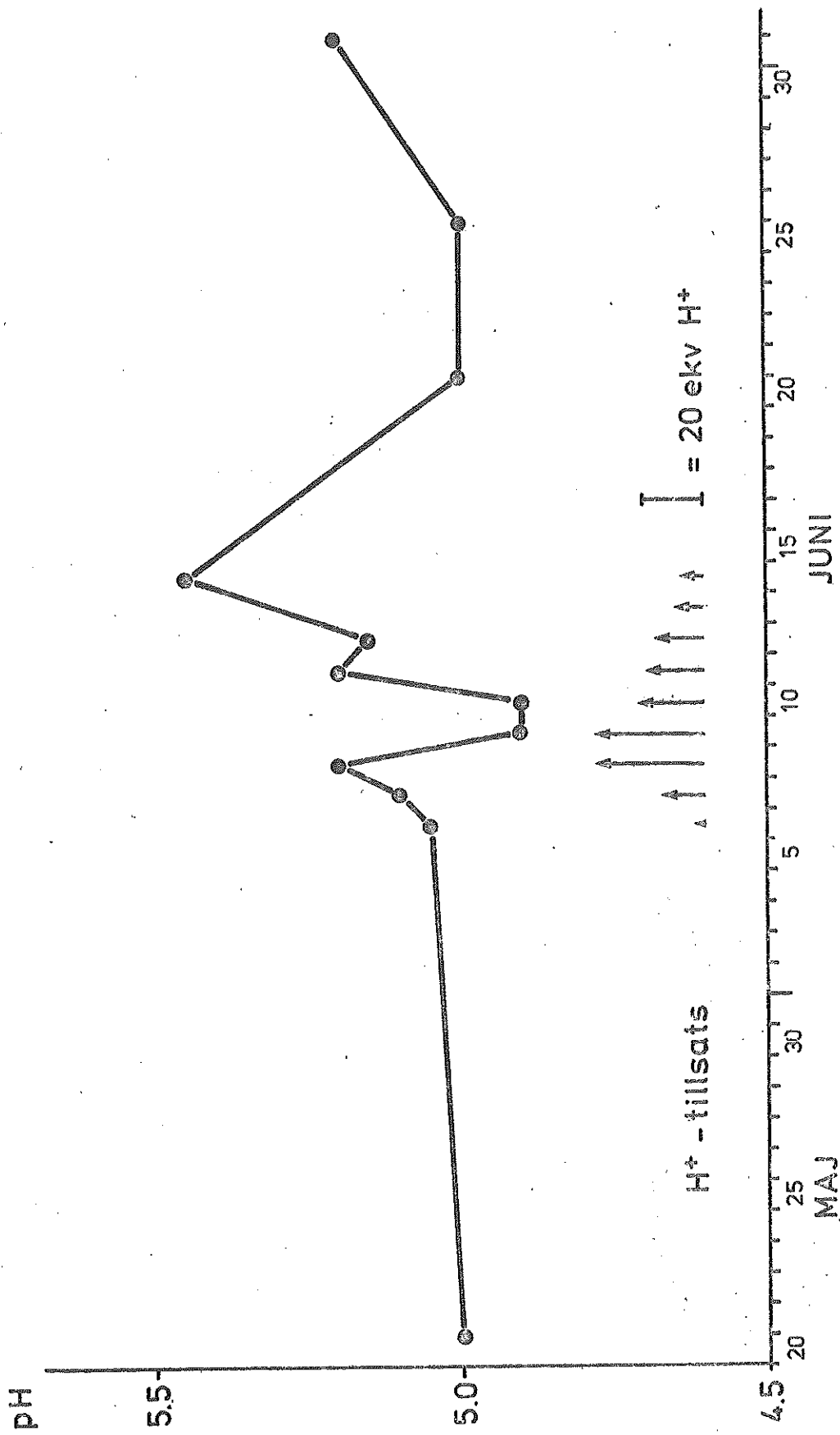


Fig. 2. pH-värdets förändring i ytvattnet i sjön Vitalampa efter spridning av 170 g H⁺ över ytan.