



Det här verket har digitaliserats vid Göteborgs universitetsbibliotek och är fritt att använda. Alla tryckta texter är OCR-tolkade till maskinläsbar text. Det betyder att du kan söka och kopiera texten från dokumentet. Vissa äldre dokument med dåligt tryck kan vara svåra att OCR-tolka korrekt vilket medför att den OCR-tolkade texten kan innehålla fel och därför bör man visuellt jämföra med verkets bilder för att avgöra vad som är riktigt.

This work has been digitized at Gothenburg University Library and is free to use. All printed texts have been OCR-processed and converted to machine readable text. This means that you can search and copy text from the document. Some early printed books are hard to OCR-process correctly and the text may contain errors, so one should always visually compare it with the images to determine what is correct.



Rapport

R5:1991

**Miljöförsurningens inverkan
på korrosionen hos konstruktioner
i kontakt med jord och vatten**

En kunskapssammanställning

Tor-Gunnar Vinka

V-HUSETS BIBLIOTEK, LTH



15000

400135513

Byggforskningsrådet

R5:1991

MILJÖFÖRSURNINGENS INVERKAN PÅ KORROSIONEN HOS
KONSTRUKTIONER I KONTAKT MED JORD OCH VATTEN

En kunskapssammanställning

Tor-Gunnar Vinka

Denna rapport hänför sig till forskningsanslag
880236-2 från Statens råd för byggnadsforskning till
Korrosionsinstitutet, Stockholm.

REFERAT

Syftet med denna undersökning var att utarbeta en grundläggande kunskapsställning över försurningens inverkan på konstruktioner i kontakt med jord och vatten.

Kunskaperna om försurningens inverkan på korrosionen i jord är betydligt sämre än när det gäller sötvatten. För jord går det i många fall inte att uttala sig med någon större säkerhet om riskerna vid försurning. Det är också osäkert vilka försurningsfaktorer som påverkar korrosionen. Orsaken är att korrosionen i jord är så komplex - det finns många inverkande och också samverkande faktorer. Vid markförsurning minskar i första hand utbytesaciditeten och basmättningsgraden, varefter pH-värdet minskar på sikt. Zinken, som ofta används till korrosions-skyddande beläggning på kolstål, torde vara den mest försurningskänsliga metallen i jord, men också kolstål drabbas, särskilt vid låga pH-värden. Försurningens inverkan på bly i jord är mera komplicerad - sannolikt är den beroende på försurningsorsaken. Kväveförsurning är mer skadlig än svavelförsurning. Försurningens inverkan på koppar är liten, men mycket låga pH-värden inverka sannolikt negativt.

Vattenförsurning gör bl a att alkaliniteten och pH-värdet minskar. Detta medför att möjligheten till bildandet av skyddande beläggningar på metallytor minskar, i vissa fall t o m omöjliggörs. Uppstår det inga skyddande beläggningar - kalkutfällning och passiverande karbonathaltiga skikt - minskar många bruksmetallers korrosionshårdighet. Främst är det zink och bly som är känsliga för försurning, men kolstål, koppar och betong påverkas också negativt. Korrosion av kopparrör kan resultera i gropfrätning typ II eller III eller i förhöjda kopparhalter i dricksvatten.

I Byggeforskningsrådets rapportserie redovisar forskaren sitt anslagsprojekt. Publiceringen innebär inte att rådet tagit ställning till åsikter, slutsatser och resultat.

Denna skrift är tryckt på miljövänligt, oblegt papper.

R5:1991

ISBN 91-540-5275-0

Statens råd för byggnadsforskning, Stockholm

gotab Stockholm 1991

INNEHÅLL

1	BAKGRUND	4
2	SYFTE	5
3	KORROSION I VATTEN	6
3.1	Parametrar av betydelse vid korrosion .	6
3.2	Inverkan av försurning på vatten- parametrar, nuläge och prognos	8
3.3	Inverkan av försurning på korrosions- processen	10
3.4	Olika materials känslighet för vatten- försurning	10
3.4.1	Kolstål och gjutjärn	10
3.4.2	Zink	13
3.4.3	Koppar	15
3.4.4	Bly	17
3.4.5	Aluminium	19
3.4.6	Rostfritt stål	20
3.4.7	Betong	20
3.4.8	Plast	22
3.5	Viktiga konstruktioner i kontakt med vatten, inkl ekonomiska aspekter	23
4	KORROSION I JORD	25
4.1	Parametrar av betydelse vid korrosion .	25
4.2	Inverkan av försurning på jordparametrar, nuläge och prognos	26
4.3	Inverkan av försurning på korrosions- processen	30
4.4	Olika materials känslighet för markför- surning	31
4.4.1	Kolstål och gjutjärn	31
4.4.2	Zink	34
4.4.3	Koppar	34
4.4.4	Bly	35
4.4.5	Aluminium	37
4.4.6	Rostfritt stål	37
4.4.7	Betong	38
4.4.8	Plast	38
4.5	Viktiga jordförlagda konstruktioner, inkl ekonomiska aspekter	38
5	SAMMANFATTANDE DISKUSSION	41
6	SLUTSATSER	42
7	REFERENSER	44
TABELL	1-12	52-60
FIGUR	1-30	61-78

1 BAKGRUND

Genom försurande svavel- och kvävenedfall har sjöar och vatten- drag och även marken försurats. Svavel- och kväveföreningar deponeras på två olika sätt; våtdeposition (vått nedfall) och torrdeposition (torrt nedfall). Vid våtdeposition tillförs markytan väte-, sulfat-, nitrat- och ammoniumjoner via nederbörden. Gasformiga föreningar som SO_2 , NO_x och HNO_3 och partikel- bundna sulfat- och nitratjoner torrdeponeras på markytan.

Markens förmåga att motstå försurning orsakad av deposition av svavel- och kväveföreningar är olika stor i olika regioner eftersom berggrunden och jordlagren har skiftande kemiska och fysikaliska egenskaper. Att stora delar av Sverige drabbas hårt av försurningen beror på att vår berggrund består av äldre, kalkfattiga bergarter, främst granit och gnejs, som är mycket svårvittrade.

En fråga av stor praktisk betydelse är huruvida markförsurningen påverkar korrosionshastigheten och därmed livslängden hos jordförlagda konstruktioner av typ rörledningar, kablar, cister- ner eller stolpfundament. Sådana konstruktioner representerar mycket stora kapitalvärden och är av vital betydelse för samhäl- let. Viktiga konstruktioner, t ex vattenledningars insida och vägtrummor, kommer också i kontakt med försurat vatten.

Denna kunskapssammanställning avseende miljöförsurningens inverkan på korrosionen hos konstruktioner i kontakt med jord och vatten har utförts på uppdrag av BFRs programgrupp för försurningskorrosion.

2 SYFTE

Syftet med undersökningen är att utarbeta en grundläggande kunskapssammanställning över miljöförurningens inverkan på konstruktioner i kontakt med jord och vatten.

3 KORROSION I VATTEN

3.1 Parametrar av betydelse vid korrosion

Allmänt

Korrosionen i vatten är en elektrokemisk process med anod- och katodreaktion. Vid anodreaktionen sker en oxidation som innebär metallupplösning och vid katodreaktionen en reduktion. I vatten är den dominerande katodreaktionen reduktion av löst luftsyre. Man talar därför om syrgasförbrukande korrosion. Vid lågt pH-värde kan vätejoner reduceras till vätgas som katodreaktion. Om katodreaktionen är vätgasutveckling talar man om vätgasutvecklande korrosion.

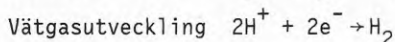
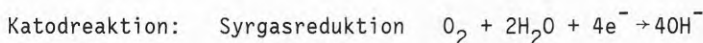
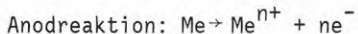
För att vätgasutveckling skall uppstå krävs:

- att den är termodynamiskt möjlig
- att den inte är kinetiskt hämmad.

Det krävs i praktiken låga pH-värden innan vätgasutveckling bidrar till korrosionen. För kolstål och gjutjärn krävs ett pH-värde omkring 4.

Kinetiken för vätgasutveckling på olika metaller uttrycks som en väteöverspänning, som är ett mått på den kinetiska reaktionshämningen. Väteöverspänningen för olika metaller framgår av TAB 1.

Elektrodreaktionerna kan skrivas:



Om anod- och katodreaktionerna sker jämnt fördelat över hela metallytan är angreppet av typen jämn korrosion (tidigare kallat allmän korrosion). Frättdjupet blir då nära nog lika på hela ytan. I vissa fall kan anodreaktionen (metallupplösningen) ske avsevärt snabbare lokalt på små avgränsade områden. Frättdjupet kan då bli stort på kort tid. Detta beror på att anodreaktionen på den lilla ytan underhålls av katodreaktionen på den stor omgivande ytan.

Den lokala korrosionen kan leda till snabb genomfrätning av t ex en rörvägg och det är i allmänhet fråga om lokala angrepp när en korrosionsskada leder till läckage i vattenledningssystem. De olika lokala angrepp som förekommer är gropfrätning, spaltkorrosion, erosionskorrosion, korrosionsutmattning och spänningskorrosionssprickning. Vid sammankoppling av olika metaller kan även ett lokalt angrepp ske genom bimetallkorrosion (galvanisk korrosion).

Inverkan av vattnets sammansättning

Vattnets sammansättning har stor betydelse för korrosionsförlop-

pet. Följande vattenparametrar har stor betydelse:

- pH-värde
- alkalinitet
- totalhårdhet
- kloridhalten
- sulfathalten

Ovanstående vattenparametrar torde vara dominerande avseende verkan på korrosionsprocessen, men även andra kemiska parametrar har inverkan, t ex nitrathalten och olika organiska substanser.

Alkaliniteten är ett mått på halten buffrande ämnen i vattnet, i praktiken är alkaliniteten för naturligt sötvatten lika med halten av vätekarbonatjoner.

Med totalhårdhet avses summan av kalcium och magnesium i vattnet. Totalhårdheten kan uppdelas i karbonathårdhet och mineral-syrahårdhet:

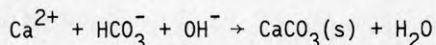
Totalhårdhet = karbonathårdhet + mineralsyrahårdhet.

Karbonathårdhet (temporär hårdhet) är kalcium- och magnesiumvätekarbonat. Mineralsyrahårdhet (permanent hårdhet) innefattar sulfat, klorid, nitrat och fosfat av kalcium och magnesium.

Vattnets sammansättning är avgörande för möjligheten att bilda skyddande beläggningar på metallytan. Dessa skyddsskikt kan uppdelas i två grupper beroende på bildningssätt:

- kalkutfällning på metallytan
- passivering av metallytan.

Kalkutfällning dvs bildning av kalciumkarbonat CaCO_3 på metallytan sker enligt:



Bildningen är beroende av vattnets pH-värde, kalciumhalt (Ca^{2+}) och vätekarbonathalt (HCO_3^-).

Vid passivering av olika metaller bildas oftast karbonathaltiga beläggningar. Denna bildning styrs i så fall av vattnets pH-värde och vätekarbonathalt. Vidare inverkar metalljonhalten på metallytan, inte metallhalten i lösningens huvudmassa.

Det skall poängteras att pH-värdet som avses är pH-värdet på metallytan. Detta gäller både för kalkutfällning och passivering. pH-värdet på metallytan avviker från pH-värdet i själva vattenfasen och pH-värdet på metallytan blir i allmänhet också högre än vattnets pH pga den alkalisering som sker genom katodreaktionen. Detta pH-värde på själva metallytan är mycket svårt att uppmäta. Därför används vid beräkningar - i brist på annat - vattnets pH-värde.

Klorid- och sulfathalten i vattnet bidrar ofta till lokal korrosion typ gropfrätning. Särskilt ökad är i detta sammanhang kloridjonen.

Förutom de kemiska parametrarna inverkar temperatur, syretill-

förseln, vattnets strömningshastighet och mikrobiologiska faktorer på korrosionen.

3.2 Inverkan av försurning på vattenparametrar, nuläge och prognos

Vid försurning av vatten pga ökad syratillförsel via luft och nederbörd kommer olika vattenparametrar att påverkas. Framför allt kommer

- alkaliniteten att minska
- pH-värdet att minska
- sulfathalten att öka.

I något mindre omfattning ökar både:

- totalhårdheten
- nitrathalten.

Vilka vattendrag som är försurningskänsliga beror på en rad faktorer (1).

- markens förmåga att neutralisera syra (denna faktor har största inverkan)
- ytavrinningens (hos marken) omfattning och intensitet
- vattnets omsättningstid i vattendraget
- tillrinningsområdets storlek
- kemisk sammansättning hos vattnet.

Omfattning av vattenförsurning

Vattenförsurningen kan indelas i tre faser (1), FIG 1. Under fas 1 är pH-värdet ännu högt och stabilt, men alkaliniteten minskar. pH-värdet är över 6 så länge alkaliniteten inte underskrider 0,05 mekv/l (dvs 0,05 mmol HCO_3^- /l = 3 mg HCO_3^- /l). Vid fas 2 sjunker alkaliniteten under 0,05 mekv/l och pH-värdet blir instabilt och minskar. För fas 3 överstiger alkaliniteten aldrig 0 och pH-värdet överstiger sällan 5.

I Sverige finns ca 85 000 sjöar med en area större än 1 hektar (0,01 km²). Under vintern 1985 gjorde Naturvårdsverket i samarbete med de olika länsstyrelserna en inventering av ca 6 900 sjöar över hela landet (1). Vid denna inventering gjordes analys av vattnets alkalinitet, pH, totalhårdhet, färgtal och konduktivitet. Med denna inventering som grund och resultat från Naturvårdsverkets ca 170 referenssjöar gjordes sedan beräkningar över försurningsläget. Vid referenssjöarna följs förändringar noggrant med undersökning 3-4 ggr per år och med ett mera omfattande analysprogram.

Uppskattningar gjordes sedan för samtliga Sveriges sjöar. Försurningsläget och dess omfattning bestämdes. Vid bestämning av vilken försurningsfas sjön befinner sig i användes följande kriterier.

- Fas 1: Alkalinitet \geq 0,05 mekv/l
- Fas 2: Alkalinitet $<$ 0,05 mekv/l
- Fas 3: Alkalinitet = 0 mekv/l och pH-värde under vintern $<$ 5.

Försurningspåverkan indelades i tre klasser:

- obetydligt försurad
- påtagligt försurad
- gravt försurad.

Vid denna bedömning användes följande kriterier, FIG 2:

Obetydligt försurad	Sjöar som inte bytt fas
Påtagligt försurad	Sjöar som övergått från fas 1 till fas 2 eller från fas 2 till fas 3.
Gravt försurad	Sjöar som övergått från fas 1 till fas 3.

Vissa sjöar är redan naturligt försurade och befann sig redan i fas 2 (eller i vissa fall i fas 3) i s k naturligt tillstånd innan försurningen genom luftföroreningar tillkommit.

Det skall tilläggas att ett stort antal sjöar kalkas. Per den 1 mars 1985 hade 2 507 sjöar kalkats åtminstone en gång. Numera sprids mer än 100 000 ton kalk per år i sjöar och vattendrag (1).

En del av resultaten från undersökningen visas i TAB 2. I tabellen visas pH, fastillhörighet och försurningspåverkan före och efter kalkning.

I siffror kan undersökningen sammanfattas gällande nuläget:

Totala antalet sjöar	83 000
därav:	
Fas 1	61 500
Fas 2	17 000
Fas 3	4 500
Obetydligt försurade	68 000
Påtagligt försurade	13 000
Gravt försurade	1 850

De naturligt syrapåverkade sjöarnas antal är:

Sjöar ursprungligen i fas 2	8 500
Sjöar ursprungligen i fas 3	500

Prognos

Försurningsläget i framtiden beror av de försurade utsläppens storlek. Svavelnedfallet torde minska eftersom Sverige och flertalet grannländer lovat reducera sina svavelutsläpp med 30% fram till mitten av 1990-talet. Till 1995 skulle svavelnedfallet kunna minska med ungefär 25% (1). Av TAB 2 framgår beräkningar över sjöarnas försurningstillstånd efter 25, 50, 75 och 100% minskning av svavelnedfallet 1995.

Försurningen av vatten pga kvävenedfall är ännu så länge liten, men i framtiden torde kvävenedfallet att öka i betydelse. Kväveoxidutsläppen i Sverige har upphört att öka omkring 1980 och kväveoxidutsläppen i Sverige skall enligt nuvarande planer

minskas med ca 30% fram till 1995 (1).

3.3 Inverkan av försurning på korrosionsprocessen

Försurningen torde påverka följande korrosionsmekanismer:

- vätgasutveckling som katodreaktion
- kalkutfällning
- passivering.

För vatten med lågt pH-värde (mindre än ungefär 4) kan vätgasutveckling bidra till korrosionen. Under dessa förutsättningar sker två katodreaktioner, både syrgasreduktion och vätgasutveckling. Vid allt surare miljö kommer därefter vätgasutveckling som katodreaktion alltmer att dominera.

Kalkutfällning påverkas i hög grad av en försurning, då alkaliniteten och pH-värdet minskar. Detta medför att möjligheten för kalkutfällning försämras vid vattenförsurning.

Möjlighet till passivering av metaller är ofta beroende av vätekarbonathalten och pH-värdet. Liksom för kalkutfällning försvåras passiveringen av metallytan av karbonathaltiga beläggningar vid vattenförsurning.

3.4 Olika materials känslighet för vattenförsurning

3.4.1 Kolstål och gjutjärn

Allmänt

Kolstål och gjutjärn korroderar vanligen i vatten genom syrgasförbrukande korrosion, dvs katodreaktionen vid korrosionsprocessen utgörs av reduktion av löst syrgas i vattnet. Vätgasutvecklande korrosion kan också förekomma, men för att vätgasutvecklingen skall bli påtaglig krävs ett lågt pH-värde, ca 4. Kinetiken för vätgasutveckling på kolstål är gynnsam och kan uttryckas som en väteöverspänning. Väteöverspänningen är ett mått på den kinetiska reaktionshämningen. Den relativt låga väteöverspänningen medför att vätgasutveckling torde ge ett markant tillskott till katodreaktionen och därmed till korrosionen vid låga pH-värden.

Inverkan av pH i vatten

I FIG 3 visas ett samband mellan korrosionshastighet och pH-värde vid rumstemperatur för ett luftat vatten. Av figuren framgår att pH-skalan kan indelas i tre områden med hänsyn till inverkan på korrosionshastigheten.

Korrosionshastigheten börjar avta när pH överstiger 10 och avtar därefter starkt med stigande pH-värde. Mellan pH 4 och pH 10 har vätejonkoncentrationen inget inflytande på korrosionshastigheten. Vid pH-värde under 4 inträffar en markant ökning av korrosionshastigheten beroende på att katodreaktionen får ett starkt tillskott av att vätejoner reduceras.

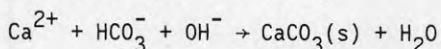
I en intressant undersökning av Higginson och White (4) har kolstål exponerats i syntetiskt gruvvatten med olika pH-värden. I det ena fallet exponerades kolstål i luftat vatten (syrehalten ungefär 6 mg/l och i det andra fallet i icke luftat vatten (syrehalten mindre än 0,1 mg/l). Resultatet från undersökningen framgår av FIG 4. Man kan först konstatera att korrosionshastigheten är mycket högre i luftat vatten än i icke luftat vatten. Det intressanta är att korrosionshastigheten ökar dramatiskt vid pH 4 för båda fallen. För luftat vatten ger vätgasutvecklingen ett kraftigt bidrag till katodreaktionen vid $\text{pH} < 4$. Detsamma gäller för icke luftat vatten. För icke luftat vatten är korrosionshastighet låg för $\text{pH} > 4$. Korrosionen svarar i detta fall mot den låga syrehalten. För både luftat vatten och icke luftat vatten gäller att korrosionshastigheten är konstant i pH-intervallet 4-7. För pH-värden mellan 7,5 och 9 minskar korrosionshastigheten något för både luftat och icke luftat vatten.

Skyddande beläggningar

Sötvattens korrosivitet mot kolstål och gjutjärn beror i avgörande grad på vattnets förmåga att bilda en skyddande beläggning på metallytan. När en sådan beläggning bildats avskärmas metallytan och syrets transport i vattnet blir inte längre hastighetsbestämmande för korrosionen. Denna skyddande beläggning består av kalciumkarbonat CaCO_3 och korrosionsprodukter, ett s k kalkrostskikt.

Skyddande skikt av kalciumkarbonat bildas enbart genom koppling till korrosionsprocessen och endast i syrerikt vatten (5). Detta är naturligt eftersom ett tätt skikt av kalciumkarbonat och korrosionsprodukter endast kan bildas som en följd av korrosionsprocessen där järnjoner utlöses från metallen och hydroxidjoner (OH^-), som bildas vid reduktion av syrgas, medför bildning av ett kalkrostskikt.

Kalkutfällning sker enligt



Matematiskt uttrycks vattnets kalkfällande förmåga i s k mättnadsindex. Det vanligaste är Langeliers index LI (6).

$$\text{LI} = \text{pH} - \text{pH}_s$$

där pH är det uppmätta pH-värdet i vattnet och pH_s ett beräknat mättnads-pH. pH_s beror av kalciumhalt, alkalinitet, total salthalt och temperatur. Langeliers index anger ett vattens tendens att utfälla eller upplösa kalciumkarbonat.

För $\text{LI} > 0$ tenderar vattnet att utfälla kalk och för $\text{LI} < 0$ tenderar vattnet att lösa kalk. Vid $\text{LI} = 0$ är vattnet i jämvikt. Mättnads-pH kan beräknas med hjälp av nomogram utvecklat av Hoover (75), FIG 5. Det skall poängteras att Langeliers index och andra mättnadsindex endast anger möjlighet till kalkutfällning och inte någon gradering av det eventuella skiktets korrosionsskyddande förmåga och är därför inte något egentligt korrosionsindex.

Ett annat vanligt mättnadsindex är Ryznar index RI (7).

$$RI = 2 \text{pH}_S - \text{pH}$$

där pH är det uppmätta pH-värdet och pH_S mättnads-pH som beräknas på samma sätt som för Langeliers index. Sambandet mellan Ryznar index och kalkutfällning resp korrosion illustreras i FIG 6.

Härledning av mättnadsindex

Det finns flera olika typer av mättnadsindex. Rossum och Merrill (8) har i en översiktsartikel behandlat härledningarna och jämförelser av sex mättnadsindex.

a) Langeliers index

Langeliers index i ursprunglig form: $LI = \text{pH} - \text{pH}_S$ och i reviderad form: $LI_n = \text{pH} - \text{pH}_{S_n}$. LI_n skiljer sig från LI_S genom att det förra baseras på pH_{S_n} som är det värde för vilket vattnet är mättat med CaCO_3 vid de uppmätta halterna av kalcium och vätekarbonat medan LI baseras på pH_S bestämt ur kalciumhalt och alkalinitet. Alkalinitet Alk definieras som:

$$\text{Alk} = (\text{HCO}_3^-) + 2(\text{CO}_3^{2-}) + (\text{OH}^-) - (\text{H}^+).$$

Om LI respektive $LI_n > 0$ är vattnet kalkfällande om LI respektive $LI_n < 0$ är det kalkupplösande.

b) Ryznar Index

Ryznar index $RI = 2 \text{pH}_S - \text{pH}$. pH_S beräknas på samma sätt som för Langelier index. Om $RI < 7$ är vattnet kalkfällande, om $RI > 7$ är det kalklösande.

c) Driving Force Index (DFI)

$$\text{DFI} = \frac{(\text{Ca}^{2+}) (\text{CO}_3^{2-})}{k'_s}$$

där k'_s är löslighetsprodukten för kalciumkarbonat.

Om $\text{DFI} = 1$ är vattnet mättat med CaCO_3 . Om $\text{DFI} > 1$ är vattnet övermättat och undermättat om $\text{DFI} < 1$.

d) Aggressiveness Index (AI)

$\text{AI} = \text{pH} + \log ((\text{Ca}^{2+}) \cdot (\text{Alk}))$ där () är koncentration beräknad som mg CaCO_3/l . Detta index har utvecklats för asbestcementrör. Om $\text{AI} < 10$ bedöms vattnet vara mycket aggressivt. Om $10 < \text{AI} < 12$ är vattnet måttligt aggressivt och om $\text{AI} > 12$ är det inte aggressivt.

e) Momentary excess (ME)

ME utvecklades av Dye (76) som ansåg att ME motsvarar substansmängden CaCO_3 som måste fällas ut för att följande ekv skall vara uppfylld:

$$((\text{Ca}^{2+}) - \text{ME}) ((\text{CO}_3^{2-}) - \text{ME}) = k'_s$$

Ekvationen resulterar i ett andragsuttryck. Endast den lösning där ett minustecken föregår kvadratrotsstecknet är användbar. Om $ME > 0$ är vattnet övermättat med $CaCO_3$ och om $ME < 0$ är det undermättat.

f) Calcium Carbonate Precipitation Potential (CCPP)

CCPP anger den mängd $CaCO_3$ som teoretiskt kan fällas ut eller lösas upp av ett vatten. Enligt Rossum och Merrill är CCPP det bästa mättnadsindexet. Beräkningen är komplicerad och måste utföras på dator. Intresserade hänvisas till referens (8).

Inverkan av vattnets temperatur och jonstyrka på beräkningar av mättnadsindex har diskuterats av Schock (77).

Vattnets kalkfällande förmåga är i högsta grad beroende av försurningsparametrar som alkalinitet och pH-värde. Vid minskande alkalinitet och pH minskar klart möjligheten till kalkutfällning och därmed korrosionsskydd av kolstål och gjutjärn.

3.4.2 Zink

Allmänt

Zink korroderar i sötvatten genom syrgasförbrukande korrosion. Vätgasutvecklande korrosion är till viss del hämmad genom en högre vätgasöverspänning än för t ex kolstål. Det är dock troligt att också vätgasutveckling ger ett bidrag till korrosionen vid $pH < 4$.

Inverkan av pH i "rent" vatten

I FIG 7 visas ett "klassiskt" ofta citerat samband mellan korrosionshastighet och pH-värde för zink i utspädda lösningar av HCl och NaOH i luftat, karbonatfritt destillerat vatten. Ökningen av korrosionshastigheten vid pH-värden under ca 8 och över 11 sammanhänger med att korrosionsprodukterna löser sig i vattnet och det bildas heller inte några skyddande skikt på zinkytan. Mellan pH 8 och pH 12 bildas däremot en svårslöslig beläggning som uppges bestå av zinkhydroxid $Zn(OH)_2$ (9).

Det skall påpekas att sambandet pH-korrosionshastighet endast gäller för karbonatfritt "rent" vatten. I praktiken är vattensammansättningen mera komplicerad och pH-värdet inverkar mera indirekt.

Skyddande beläggningar

Korrosionshärdigheten hos zink är starkt beroende av vattensammansättningen, men också i högre grad än hos kolstål och gjutjärn av andra driftparametrar som strömningshastighet och temperatur. Det är sålunda avgörande för korrosionshärdigheten hos zink och förzinkat stål att ovannämnda parametrar samverkar så att skyddande beläggning kan bildas på metallytan. Det är välkänt att korrosionshärdigheten oftast är sämre i mjukt än i hårt vatten.

Vid undersökningar av sammansättningen hos skyddsskikt i förzinkade stålrör som exponerats för vattenledningsvatten har man som

huvudbeståndsdel funnit basisk zinkkarbonat, pentazinkhexahydroxiddikarbonat $Zn_5(OH)_6(CO_3)_2$ (mineralnamn: hydrozinkit) (11, 12, 13). Enligt Bütler och Ison (14) består korrosionsprodukten i karbonathaltigt sötvatten av basisk zinkkarbonat eller i kombination med också kalcium- och magnesiumkarbonat.

I FIG 8 visas ett potential-pH diagram för zink i vatten vid 25°C med total zinkhalt av 5 mg/l och en halt av oorganiskt kol av 50 mg/l beräknat som $CaCO_3$ (1 mg $CaCO_3$ /l motsvarar 1,22 mg HCO_3^- /l). Av figuren framgår att basisk zinkkarbonat är den stabilaste fasen mellan pH 7,5 och pH 10,4. Vid högre pH-värden är zinkhydroxid stabilare och vid lägre pH-värden är zinkjoner stabilast. Det förefaller klart att basisk zinkkarbonat står för en stor del av skyddsverkan hos beläggningar på zink.

De termodynamiska förutsättningarna för utbildandet av skyddsskikt på zink i karbonathaltiga lösningar har utretts av Grauer och Feitknecht (15). Utfällningen styrs av pH-värdet, zinkhalten på metallytan och karbonathalten. Karbonathalten uttrycks som den totala halten koldioxid (CO_2)_{tot} som är summan av halterna av löst koldioxid CO_2 , kolsyra H_2CO_3 , vätekarbonatjon HCO_3^- och karbonatjon CO_3^{2-} . FIG 9 visar ett stabilitetsdiagram i tre dimensioner där samspelet mellan zinkhalten, pH-värdet och karbonathalten framgår. Basisk zinkkarbonat förkortas till PZHC i figuren.

Detta diagram kan renodlas genom att sätta en parameter konstant. I FIG 10 är karbonathalten konstant och inverkan av zinkhalten och pH-värdet visas. Av stabilitetsdiagrammet framgår att bildningen av zinkkarbonat $ZnCO_3$ och basisk zinkkarbonat gynnas av ökande zinkhalt och ökande pH-värde. Det skall framhållas att zinkhalten avser zinkhalten på metallytan och inte halten i lösningens huvudmassa, bulkkoncentrationen. Zinkhalten på metallytan är svår att uppmäta och avviker kraftigt från bulkkoncentrationen.

Stabilitetsdiagram för zink visas i FIG 11. I detta fall är zinkhalten konstant och karbonathalten uttrycks som partialtrycket för koldioxid. Av diagrammet framgår att utbildandet av karbonathaltiga skyddsskikt gynnas av ökande pH-värden och ökande karbonathalt.

Som framgår av framförallt FIG 9 är zinkens passivering komplicerad och att zinkhalt, pH-värde och karbonathalt samverkar vid denna skiktbildning.

Av det sagda framgår att zinkens passivering är en funktion av flera parametrar, men det är helt klart att pH-värdet spelar en nyckelroll vid korrosionsprocessen. Vid pH-värde under ca 7 finns inte förutsättningar för bildandet av karbonathaltiga beläggningar. Men detta pH-värde är inte ensamt bestämmande utan passiveringen är ju också beroende av karbonathalten och zinkhalten. Zinkhalten på metallytan beror i sin tur på t ex syretillförseln och strömningshastigheten.

Det är också sannolikt att kalciumkarbonat, dvs kalkutfällning, bidrar till skyddsverkan på zinken. Detta styrks av att man funnit kalcium- och magnesiumkarbonat i korrosionsprodukterna (14). Det är emellertid oklart i vilken omfattning detta gäller (5).

Även strömningshastigheten påverkar skiktbildningen. Man har sålunda funnit att tätare och bättre skyddande skikt bildas vid ständig strömning än vid intermitterent strömning i samma vatten (37).

Zink är ur försurningssynpunkt en känslig metall, då en vattenförsurning innebär minskning av vattnets alkalinitet och pH. En minskning av dessa parametrar missgynnar skyddsskiktbildningen och härmed zinkens korrosionshårdighet.

3.4.3 Koppar

Allmänt

Koppar korroderar i vatten under syrgasförbrukande korrosion. Den jämna avfrätningen på koppar är i regel ringa, men i samband med försurningen kan korrosionen ge upphov till kopparhaltigt vatten. I vissa fall får korrosionsangreppet på koppar och dess legeringar lokal karaktär av typen gropfrätning, erosionskorrosion och selektiv korrosion (avzinkning av mässing).

Kopparhaltigt vatten

Kopparhaltigt tappvatten härrör i huvudsak från jämn korrosion av kopparrör.

Ett flertal faktorer inverkar på kopparhalten (78):

- vattnets pH
- vattnets alkalinitet
- vattnets syrehalt
- vattnets uppehållstid i ledningarna
- tappningstiden efter stillestånd
- kopparledningens ålder
- kopparledningens längd
- kopparledningens diameter.

Statens livsmedelsverk (79) har infört tekniskt och estetiskt grundade gränsvärden för koppar i vatten, men däremot inte hälsomässigt grundade gränsvärden. Vatten vid tappställe efter spolning 10 l med kopparhalten 0,3 mg Cu/l bedöms som tjänligt med anmärkning. Vid tappställe utan spolning ("nattståndet vatten") bedöms vattnet som tjänligt med anmärkning om halten är lika med eller överstiger 1,0 mg Cu/l.

Kopparhalten i enskilda vattentäkter har undersökts av Naturvårdsverket (80). I undersökningen av omsatt kranvatten från 294 vattentäkter hade 24% av vattnen en kopparhalt på 0,3 mg Cu/l eller högre och 13,5% av vattnen hade kopparhalten 1,0 mg/l eller högre.

Nattståndet kranvatten från 630 brunnar med koppar som ledningsmaterial i fastigheten undersöktes också. Av dessa vatten var kopparhalten 1,0 mg/l eller högre i 54% av fallen och 25% av vattnen hade kopparhalter på 3,0 mg/l eller högre. pH-värdet hos dessa 630 vatten var mindre än 6,0 för 318 vatten, för 301 vatten låg pH-värdet mellan 6,0 och 7,0 och för 11 vatten var pH-värdet större än 7,0.

Hälsoaspekter av kopparhaltigt dricksvatten redovisas av Oskarsson (81).

Kopparhalten i vattnet ökar i allmänhet med minskade pH-värden. Genom höjning av enbart pH kan kopparhalten minskas. pH-värdet bör inte understiga 7,0 för undvikande av för hög kopparhalt i vattnet.

Försurning medför att pH-värdet i råvattnet minskar. Detta innebär risk för förhöjda kopparhalter i dricksvatten från framförallt enskilda vattentäkter som saknar behandling av råvattnet.

Gropfrätning

På kopparrör förekommer tre typer av gropfrätning. Orsaker till gropfrätning och motåtgärder sammanfattas i TAB 3.

Gropfrätning typ I förekommer i mjuka eller halvhårda kopparrör och beror på förekomsten av en sammanhängande kolfilm på innerytan. Kolfilmen bildas i allmänhet genom sönderfall av drag-smörjmedel när rören blankglödgas i reducerande atmosfär vid tillverkningen. Denna typ av gropfrätning uppträder numera sällan beroende på att rörtillverkarna motverkar bildningen av kolfilmen och att vid typgodkännandeförfarandet undersöks bl a mängden kol på kopparytan. Gropfrätning typ I uppträder i allmänhet i vatten från grundvattentäkter. Ytvatten innehåller vanligen en okänd organisk substans som fungerar som inhibitor och motverkar angreppet (10).

Gropfrätning typ II förekommer i varmvatten och vattensammansättningen är avgörande för tendensen till korrosionsangreppet (17). Gropfrätning typ II har undersökts av Mattsson och Fredriksson (18). I vatten med lågt pH-värde, ca 5-7 och vatten med låg vätekarbonathalt, 0-100 mg/l kan denna typ av gropfrätning uppkomma. Vatten med pH > 7,4 och vatten med hög halt vätekarbonathalt, 100-300 mg/l, har inte framkallat gropfrätning. En hög sulfathalt stimulerar gropfrätningen.

Följande faktorer gynnar gropfrätningen (18):

$$(\text{HCO}_3^-)/(\text{SO}_4^{2-}) < 1$$

$$\text{pH} < 7,4$$

Halterna av vätekarbonatjon och sulfatjon anges i enheten mg/l vid beräkning av kvoten.

Gropfrätning typ III uppmärksammades först i Västtyskland (82). Gropfrätning typ III började uppträda på tre svenska orter under 1970-talet och förekommer i kallvatten. Gropfrätningen orsakades av vattnets sammansättning (83). Råvattnet på dessa tre orter var mycket mjukt, saltfattigt och med låg vätekarbonathalt. I två av fallen var det fråga om grundvattentäkter, men i det tredje en ytvattentäkt.

Med ledning av undersökningar vid Korrosionsinstitutet rekommenderades en höjning av vätekarbonathalten till minst 70 mg/l. I alla tre kommunerna är nu problemet med gropfrätning överständat (83).

Både gropfrätning typ II och typ III beror av vattensammansättningen. För att motverka gropfrätning är det önskvärt med hög vätekarbonathalt. Ur korrosionssynpunkt är vattenförsurning skadlig, den medför minskning av alkaliniteten och pH-värdet samt ökning av sulfathalten.

Avzinkning av mässing

I tappvattensystem ingår ventiler och kopplingar som vanligen är tillverkade av mässing (koppar-zink-bly-legering). I mindre omfattning förekommer också rödmetall (koppar-tenn-zink-bly-legering).

Mässing kan angripas av avzinkning. Vid denna typ av selektiv korrosion löses zink ut ur det korroderande föremålet och kvar blir en porös rest av koppar med dålig hållfasthet.

Hårdigheten mot avzinkning beror till stor del av mässingens sammansättning. Om kopparhalten är högre än 85 mass-% är mässingen praktiskt taget beständig mot avzinkning.

Vattensammansättningen påverkar också risken för avzinkning. Avzinkningshårdigheten påverkas främst av syrehalten, vätekarbonat- och kloridhalten. Avzinkning sker endast i syresatt vatten (5). Ett lågt förhållande vätekarbonat/klorid betyder att vattnet är avzinkningsframkallande (84).

Motåtgärden mot avzinkning är att använda typgodkänd avzinkningshärdig mässing samt att se till att vattenkvaliteten är gynnsam.

Försurningen medför att alkaliniteten (vätekarbonathalten) minskar vilket ökar risk för avzinkningsskador om inte vattenbehandling sker.

3.4.4 Bly

Allmänt

Bly korroderar i vattenlösning under syrgasförbrukande korrosion. På grund av blyets mycket höga väteöverspänning är vätegasutvecklingen starkt kinetiskt hindrad. Detta medför att vätegasutvecklande korrosion inte är att vänta vid korrosion i vatten. Blyets korrosionsegenskaper beror på möjligheten till bildning av skyddsskikt på metallytan.

Inverkan av pH-värde

I FIG 12 visas ett samband mellan pH och korrosionshastighet. Som framgår av diagrammet har rent vatten försurats med dels ättiksyras, dels salpetersyras. Vattnet är vidare alkaliserat med bariumhydroxid och natriumhydroxid. Ur figuren framgår att korrosionshastigheten är låg i pH-intervallet 5-10 och korrosionshastigheten ökar kraftigt för $\text{pH} < 5$ och $\text{pH} > 10$. Detta diagram är mest tillämpligt för "rent" vatten.

Skyddande beläggningar

Bly passiveras i både karbonat- och sulfathaltiga lösningar.

I karbonathaltigt vatten med tämligen högt pH skyddas blyytan av basisk blykarbonat, triblydihydroxidkarbonat $Pb_3(OH)_2(CO_3)_2$ (mineralnamn: hydrocerossit) (13).

Blyets passivering i karbonathaltig lösning är komplicerad. Schock (23) har publicerat potential-pH-diagram för bly-kolsyra-systemet. FIG 13. I diagrammet uttrycks den totala lösta karbonathalten som mg $CaCO_3/l$. Beräkningar har utförts för koncentrationerna 20 och 200 mg $CaCO_3/l$ och blykoncentrationerna 0,05 och 0,21 mg/l.

Beroende på halten karbonat och halten lösta bly(II)föreningar varierar stabilitetsområdet för basisk blykarbonat. Det är att märka att blykarbonat $PbCO_3$ inte utfälls som fast fas utan förekommer som jonpar i lösning vid de koncentrationer som använts vid beräkningarna. Av potential-pH-diagrammen framgår att basisk blykarbonat är stabilt inom ett snävt och relativt högt pH-intervall. Vidare minskar stabilitetsområdet för basiska blykarbonat vid en ökning av karbonathalten från 20 till 200 mg $CaCO_3/l$ vid samma blykoncentration. I stället ökar området för blykarbonat som jonpar.

Schock har även utfört beräkningar för blylöslighet i karbonathaltigt vatten. Schock skriver vidare att hans modell inte kan användas okritiskt. För det första är betydelsen av jämvikter och komplexbildning inom bly-kolsyrasystemet inte nödvändigtvis konstant från system till system.

För det andra har inte hänsyn tagits till verkan av andra eventuella skiktbildningar, exempelvis i bly-ortofosfatsystemet och kalkutfällningar av $CaCO_3$. Vidare inverkar temperaturen och halten löst syrgas i lösningen. Slutligen, skriver Schock, att jämvikt kanske inte råder i systemen.

I ett senare arbete visar Schock och Gardels (24) ett tredimensionellt diagram för blylöslighet vid olika pH-värden och karbonathalter, FIG 14. Enligt det första citerade arbetet av Schock är en låg karbonatkoncentration, ungefär 30 mg $CaCO_3/l$ att föredra framför en högre, 100-200 mg/l för att minska blykoncentrationen i vattnet inom pH-intervallet 8 - 8,5. I det senare arbetet konstateras att blyhalten kan minskas genom höjning av pH till 9 eller däröver vid relativt låg karbonathalt 10-80 mg $CaCO_3/l$.

Det kan alltså konstateras att försurning med sänkt pH-värde är fördärlig med tanke på blyets passivitetsegenskaper i karbonathaltigt vatten.

Delahay m fl (25) har utfört beräkningar för systemet $Pb-H_2O-SO_4^{2-}$ och potential-pH-diagram för systemet framgår av FIG 15. Av diagrammet framgår att blyulfat $PbSO_4$ är stabilt också vid extremt låga pH-värden.

Blyhaltigt vatten

För bly i tappvatten finns hälsomässigt grundade gränsvärden (79). Om blyhalten är lika med eller överstiger 10 $\mu g Pb/l$ bedöms vattnet som tjänligt med anmärkning. Vattnet bedöms som otjänligt om halten är 50 $\mu g Pb/l$ eller högre.

Statens livsmedelsverk (85) har undersökt blyhalten i vatten från 280 privatbrunnar (113 jordbrunnar och 167 bergbrunnar). Prov togs efter 10 minuters spolning ur kökskran. För vatten från 258 brunnar (78%) var blyhalten låg, den understeg $1 \mu\text{g Pb/l}$. I två fall översteg blyhalten $10 \mu\text{g/l}$ (14 resp $29 \mu\text{g/l}$). För övriga 20 brunnar understeg blyhalten $7 \mu\text{g/l}$.

Vid omprovtagning från de två brunnar med blyhalt över $10 \mu\text{g/l}$ visade det sig att vattenprov tagna direkt från brunnen hade en blyhalt under $1 \mu\text{g/l}$. Det är tydligt att blyet i vattnet härrör från installationer i fastigheterna.

I undersökningen framkom också att blyhalten minskar efter spolning 10 minuter jämfört med vatten som stått i ledningarna i 6 timmar.

Inga påtagliga samband framkom mellan blyhalten i vattnet och pH-värdet.

I vatteninstallationer förekommer ventiler och kopplingar av mässing och rödmetsall. Mässing innehåller 1-3 mass-% bly och i rödmetsall är blyhalten ca 5 mass-%. Från dessa legeringar sker en långsam blyutlösning.

Hydroforer är ofta tillverkade av varmförzinkat kolstål. I vattenledningsbeståndet finns en hel del varmförzinkade stålrör: äldre servisledningar i jord och vattenledningar inomhus i byggnader. I förzinkningsskiktet finns omkring 0,5 mass-% bly. Zinkskiktet hade före mitten av 1960-talet en högre blyhalt, ca 2,5 mass-% (86).

Långt tidigare användes också tenn-blylod vid mjuklödning av t ex kopparrör. Numera används tenn-silverlod med minst 3 mass-% silver vid mjuklödning av koppar. Blyhaltiga mjuklod får inte användas.

I PVC-rör används bl a blystearat som stabilisator. Bly kan initialt utlösas men efter några dagar ger inte PVC-rören någon märkbar ökning av blyhalten (87).

Äldre vattenledningar av gråjärn har blydiktad muffförbindning. Den exponerade blyytan mot vattnet är dock liten.

3.4.5 Aluminium

Aluminium är en mycket oädel metall, som trots detta i många miljöer har god korrosionshärdighet. Detta beror på att aluminiumytan skyddas av en tunn och tät aluminiumoxidbeläggning.

Inverkan av pH-värde

FIG 16 utgör ett potential-pH-diagram för aluminium. Av detta framgår att aluminium är passiverat i pH-intervall 4-9. För $\text{pH} < 4$ bildas inga passiverande ytskikt och befintliga skikt upplöses. Inverkan av pH-värde på korrosionshastigheten för olika elektrolyter framgår av FIG 17. Vid $\text{pH} < 3,5$ ökar korrosionshastigheten drastiskt. Det krävs alltså låga pH-värden

innan aluminium angrips och innan den jämna korrosionen blir påtaglig.

Gropfrätning

Liksom andra passiverbara metaller är aluminium känslig för gropfrätning. Gropfrätning uppträder i pH-intervallet 4,5 - 9, när aluminiumet är passiverat. Utanför detta pH-område sker jämn korrosion beroende på att passivfilmen på metallytan upplöses. Den jämna korrosionen sker snabbare i alkalisk lösning än i sur lösning (21).

Korrosionsstimulerande joner är i första hand kloridjoner, men också vätekarbonatjoner och kopparjoner verkar gropfrättningsbefrämjande (19, 21, 88). Att halogenidjoner verkar korrosionsstimulerande på passiverbara metaller är välkänt. Att kopparjoner är farliga beror på uppkomsten av effektiva katodytor om koppar utfälls på aluminiumytan. Godard (21) anger att mjuka vatten är minst aggressiva mot aluminium. Den aggressiva inverkan av vätekarbonatjoner kan därför ha samband med möjligheten till kalkutfällningar i vatten med höga vätekarbonathalter. Under dessa kalkutfällningar kan spaltkorrosion uppstå.

Godard (21) anger att det finns visst stöd för att gropfrätningshastigheter ökar om vattnets pH-värde avviker både nedåt och uppåt från neutralt pH-värde (pH ca 7).

3.4.6 Rostfritt stål

De mest använda rostfria stålen i rör är SS 2333 (18Cr, 9Ni) och det molybdenlegerade stålet SS 2343 (17Cr, 12Ni, 2,7Mo) "syrafast stål". För de pH-värden som i vattenledningsvatten och andra sötwaterinstallationer är den jämna korrosionen försumbar. För att passivskiktet på rostfritt stål skall nedbrytas krävs mycket låga pH-värden.

Däremot kan lokala angrepp typ gropfrätning och spaltkorrosion ske vid lokal nedbrytning av passivskiktet. Molybdenlegerade rostfria stål har bättre hårdighet mot sådana angrepp än motsvarande stål utan molybden.

Hög vattentemperatur stimulerar gropfrätning och spaltkorrosion. När sådana angrepp uppstår i tappvatten sker det därför oftast i varmvattensystem. Kloridhalten är den komponent i vattnet som har störst betydelse för korrosion på rostfria stål. Även bromidjoner har negativ inverkan medan de flesta andra anjoner har inhiberande verkan.

Vidare kan kalkbeläggningar ge upphov till spaltkorrosion särskilt om kloridhalten är hög (5).

3.4.7 Betong

Betong består av två faser: cementpasta och ballast. Med cementpasta menas: cement + vatten + ev tillsatsmedel.

Betongens beständighet påverkas av:

- frostangrepp
- armeringskorrosion
- kemiskt angrepp

Här behandlas enbart s k kemiskt angrepp.

Betongens förmåga att motstå kemiska angrepp avgörs av (26):

- betongens kemiska uppbyggnad, dvs den kemiska strukturen hos cementets hydrationsprodukter
- betongens fysikaliska struktur och då särskilt betongens permeabilitet.

Den kemiska strukturen avgör om ett ämne är aggressivt. Permeabiliteten avgör oftast med vilken hastighet angreppet sker.

Betongens vattenpermeabilitet (vattentäthet) bestäms av:

- cementpastans permeabilitet
- ballastens permeabilitet
- fasgränsen (dvs vidhäftningen) cementpasta/ballast
- sprickor i betongen

Permeabiliteten hos cementpastan påverkas kraftigt av vattencementtalet (vct). Vattencementtalet uttrycker kvoten mellan vattenmängd (vattenhalt i kg/m^3) och cementmängden (cementhalt i kg/m^3). En betong som är beständig i aggressiv miljö bör ha lågt vct. Permeabilitet har oftast större betydelse än cementtypen (26). För att betongen skall bli vattentät är arbetsutförandet viktigt. Fukthårdningen av betongen har stor betydelse för slutresultatet (89, 90).

Genom olika val av cementtyp, t ex portlandcement, sulfatbeständig portlandcement, slaggcement och puzzolancement kan betongens kemiska struktur påverkas.

Betong kan kemiskt angripas genom:

- saltangrepp, speciellt sulfatangrepp
- sura angrepp
- urlakning.

Det allvarligaste saltangreppet är sulfatangrepp. Detta angrepp är ovanligt i Sverige men förekommer ofta utomlands bl a i Norge (26). Sulfatjoner tränger in i betongen och reagerar troligen med aluminaterna i cementpastan, främst hydrationsprodukter av trikalcialuminat (C_3A) i cementen, under bildning av voluminösa reaktionsprodukter vilka spränger betongen.

Motåtgärder mot sulfatangrepp är användning av s k sulfatresistent portlandscement med låg C_3A -halt och betong med låg vattenpermeabilitet. Av svenska cement är "anläggningscement", Std P Degerhamn (C_3A -halt ungefär 2 mass-%) sulfatresistent (91, 92).

Till saltangrepp räknas också basutbytesangrepp som orsakas av magnesiumföreningar och ammoniumföreningar. Vid dessa angrepp förbrukas cementpastans hydroxidjoner genom bildning av magne-

siumhydroxid tillsammans med Mg^{2+} och bildning av NH_4OH tillsammans med NH_4^+ . Saltangarepp löper utifrån och in i betongen.

Vid sura angrepp kan cementpastan brytas ner. Syror som saltsyra, svavelsyra och salpetersyra kan i hög koncentration lösa alla komponenter i cementpastan, medan endast kalciumhydroxiden angrips av syror vid lägre koncentration. De sura angreppen går sällan på djupet utan angriper jämnt från ytan, förutsatt att betongen är tät (26).

Det vanligaste sura angreppet orsakas av kolsyrhaltigt vatten s k (marmor) aggressiv kolsyra. Vid detta angrepp utlöses kalciumhydroxiden i cementpastan.

Vid kalkurlakning löses kalciumhydroxiden i cementpastan av vattnet i porerna. Särskild aggressiva är mjuka vatten med totalhårdhet under $3^{\circ}dH$ (26).

Olika vattens aggressivitet mot betong framgår av TAB 4 och 5 (26). I TAB 4 tas hänsyn till angrepp genom kolsyrhaltigt vatten och i TAB 5 tas hänsyn till sura angrepp och saltangrepp.

I den tyska normen DIN 4030 (27) finns ett liknande bedömnings-schema, TAB 6.

Enligt ovanstående bedömnings-scheman krävs $pH < 4,5$ för att angreppet skall bli starkt. Kraftigt angrepp erhålls också för höga halter aggressiv kolsyra ($> 60 \text{ mg CO}_2/l$) och för höga sulfathalter ($> 3\ 000 \text{ mg/l}$).

3.4.8 Plast

Termoplaster av typen PVC, PE (etenplast, t ex PEL, PEH och PEX), PP (propenplast) och PB (butenplast) har allmänt sett mycket god korrosionshårdighet i kallt sötvatten av vitt skilda kvaliteter. Vattensammansättningar som många gånger är korrosiva mot olika slags metaller är så vitt man vet sällan eller aldrig nämnvärt korrosiva mot ovan nämnda typer av plaster, åtminstone inte då det gäller kallvatten (28). Man kan dock tänka sig att vissa extrema vatten kan ha viss negativ verkan på termoplast-rörens långtidshållfasthet, nämligen mycket kraftigt klorerat vatten och vatten med mycket högt pH, t ex $pH = 10$ (29). PEX-rörens långtidshållfasthet torde dock inte påverkas nämnvärt negativt i alkaliska miljöer.

Rörmaterialen PEX (tvärbunden etenplast) och PB är också aktuella för varmt tappvatten ($< 60-80^{\circ}C$). Så vitt man vet har dessa material också här mycket god hårdighet mot olika vattenkvaliteter. Detta gäller under förutsättning att materialen har fullgod stabilisering mot s k termooxidativ nedbrytning (syrgasbetingad korrosion av plasten). Direktkontakt mellan plasten och vissa metaller, t ex järn och koppar (som förekommer i rörkopplingar) samt också motsvarande metallföreningar, t ex järn(III)hydroxid (rödrost) kan ha en påskyndande effekt på eventuellt förekommande termooxidativa nedbrytningsprocesser. Resultat från vissa laboratorieprovningar samt praktiska erfarenheter indikerar dock att sprickskador betingade av sådan korrosion inte borde inträffa eller är mycket sällsynta (28).

3.5 Viktiga konstruktioner i kontakt med vatten inkl ekonomiska aspekter

De viktiga konstruktioner som i första hand kommer i kontakt med vatten är vattenledningar och vägtrummor.

Levlin (30, 31) har gjort ett intressant försök att uppskatta kostnaden för försurningsbetingade korrosionsskador i hus. I sin studie har Levlin inventerat korrosionsskador som inkommit till Länsförsäkringsbolagen i sex olika län - Uppsala, Kronobergs, Hallands, Värmlands, Kopparbergs och Västerbottens län. Vid inventeringen har Levlin bedömt besiktningsrapporter för vattensskador och därefter klassat skadorna som sannolik korrosionsskada eller mindre sannolik korrosionsskada.

De sannolika korrosionsskadorna uppgår till för de olika länen:

Uppsala län	18%
Kronobergs län	42%
Hallands län	36%
Värmlands län	35%
Västerbottens län	30%
Kopparbergs län	28%

Det finns viss överensstämmelse mellan förekomsten av korrosionsskador och försurningspåverkade sjöar.

Uppsala län har använts som referens. I detta län med hårt och alkaliskt vatten antas att ingen försurningsbetingad korrosion inträffat. Uppsala län skulle därför representera den "naturliga" korrosionsnivån, all korrosion utöver 18% skulle alltså vara försurningsbetingad.

På grundval av undersökningen antog Levlin att 30% av det totala antalet vattensskador i Sverige beror på korrosion. 40% av dessa är försurningsbetingade.

Den totala kostnaden för vattensskador uppgick 1982 till ca 1,1 miljarder kr och kostnaden för varje vattenskada kan uppskattas till 10 000 kronor. Detta innebär ca 110 000 skador om året.

Kostnaden för korrosionsskador kan nu beräknas som

$$0,3 \cdot 110\ 000 \cdot 10\ 000 = 330\ \text{Mkr}$$

Vidare tillkommer korrosionsskador som inte gett upphov till vattensskador. Kostnaden för dessa uppskattades till ca ytterligare 10 Mkr/år, alltså totalt ca 340 Mkr/år.

Om den försurningsbetingade korrosionen uppgår till 40% blir kostnaden för denna korrosion 1982 ca 136 Mkr.

Korrosionsinstitutet har på uppdrag av Naturvårdsverket försökt beräkna kostnaden för korrosionen hos tekniska konstruktioner orsakad av mark- och vattenförsurning (32).

Beräkningar har utförts för ett tänkt scenario då pH-värdet för sötvatten minskat från 7 till 5 likformigt över landet under en 10-årsperiod. För jord är motsvarande pH-minskning 6,5 till 5. För vattensystem i fastigheter har beräkningar utförts för vatten

från enskilda vattentänktter. Enskilda vattentäktter försörjer 1,1 miljoner människor med vatten.

I Sverige finns ca 100 000 vägtrummor tillverkade av förzinkat stål (plåttrummor) och återanskaffningsvärdet är ca 8 miljarder kr. I utredningen har vidare antagits att det kostar 75 000 kronor att åtgärda en sönderrostad plåttrumma (32). Det har vidare antagits att korrosionen är lika från både utsidan och insidan. För det tänkta scenariot kostar korrosionsskadorna 678 Mkr/år. För den vattenberörda insidan blir kostnaden då 339 Mkr/år.

Det skall noggrant poängteras att kostnadsuppskattning för korrosionsskador är ytterst vanskelig och de erhållna kostnaderna är mycket osäkra. De utförda kostnadsuppskattningarna indikerar dock att kostnaden för korrosionen är mycket hög. Det finns därför goda skäl att påstå, att vattenförsurning medför en ytterligare ökning av kostnaden för korrosionsskador.

4 KORROSION I JORD

4.1 Parametrar av betydelse vid korrosion

Liksom vid korrosion i vatten är korrosionen i jord en elektrokemisk process.

Korrosionsorsakerna i jord kan indelas enligt:

- Korrosion orsakad av aggressiv jord
- Mikrobiell korrosion
- Korrosion orsakad av luftningsceller
- Bimetallkorrosion (galvanisk korrosion)
- Läckströmskorrosion

Aggressiv jord

Jordens aggressivitet avgörs av faktorer som

- syretillförsel genom jorden
- resistivitet
- vattenhalt
- pH-värde och aciditet
- kloridhalt
- svavelinnehåll
- karbonatinnehåll

Vid korrosion i jord är syretransporten av stor betydelse. Korrosionen är åtminstone i djupjord ofta begränsad av syretillförseln. Tomashov (38) och Wranglén (39) har beskrivit syretransporten och luftningens inverkan på korrosionen. Wranglén anser att korrosion under grundvattennivån är styrd av syretransporten medan korrosion ovan grundvattennivån skulle vara resistansstyrd och sålunda påverkas av jordens resistivitet.

Iversen (40) har i ett examensarbete utfört beräkningar för olika syretransportsätt i jord. Hon har beräknat flödet av syrgas fram till metallytan för olika djup och med olika matematiska modeller. Den beräknade korrosionshastigheten för kolstål har sedan jämförts med uppmätt, verklig korrosionshastighet vid Korrosionsinstitutets provningsplatser i jord. Av dessa jämförelser framgår att korrosionen i vattenmättad jord förefaller vara styrd av syrets transporthastighet. I icke vattenmättad jord ovan grundvattennivån är syretillgången däremot tillräcklig för att korrosionen inte skall vara beroende av syrets transporthastighet.

Mikrobiell korrosion

Mikrobiell korrosion är korrosion orsakad eller påskyndad av mikroorganismer. I jord kan angrepp orsakas av sulfatreducerande bakterier. Sulfatreducerande bakterier är aktiva i anaerob jord och korrosionsangreppet blir gropfrätning och inte jämn korrosion. Sulfatreducerande bakterier kan också växelverka med andra bakterier, t ex svaveloxiderande bakterier och järnbakterier. Svaveloxiderande bakterier är aktiva i aerob jord. Beroende på årstidsvisa växlingar av grundvattennivåns läge, jordens luftning och vatteninnehåll skapas betingelser då den ena typen av bakterier är aktiva och vid en annan tidpunkt är förutsättningen gynnsammare för den andra typen av bakterier.

Luftningsceller

Luftningsceller anses vara den vanligaste orsaken till snabbt förlöpande angrepp i jord på rörledningar och kablar. En luftningscell uppkommer när tillförseln av syrgas ("luftningen") är olika till skilda delar av rörytan. Ytor med god syretillförsel blir katod i korrosionscellen medan ytor med dålig syretillförsel blir anod i korrosionscellen och korroderar snabbt.

Tomashov (38) skiljer på två huvudtyper av luftningsceller: makroluftningsceller och mikroluftningsceller.

Makroluftningsceller kan orsakas av t ex:

- olika syretillförsel till olika delar av jord. En sådan luftningscell kan uppstå på långsträckta konstruktioner, t ex en rörledning med god skyddsbeläggning
- lokala variationer i syretillförseln. Denna typ av luftningscell kan t ex uppstå om en lerklump ligger an mot en vattenledning och röret för övrigt ligger i sandfyllning
- att konstruktionen ligger på olika djup på olika ställen. Också denna typ av luftningsceller uppstår på långsträckta konstruktioner.

Makroluftningsceller påverkas av syretransporten genom jorden till katoden, areaförhållandet mellan anod och katod i korrosionscellen och jordens resistivitet.

Mikroluftningscellen är som namnet antyder mycket små luftningsceller.

Bimetallkorrosion

Bimetallkorrosion (galvanisk korrosion) uppstår när två olika "ädla" metaller sammanfogas. Koppar och mässing är t ex ädlare än gjutjärn och kolstål. Vid bimetallkorrosion korroderar alltid den oädlare metallen.

Bimetallkorrosionen påverkas också av syretransporten genom jorden, areaförhållandet anod/katod och jordens resistivitet.

Läckströmskorrosion

Läckströmskorrosion orsakas av läckström i jord från likströmsdrivna anläggningar. Likströmsdrivna spårvägar kan t ex orsaka läckströmskorrosion på närliggande blymantlade telekablar.

Redan nu kan konstateras att korrosionen i jord är mera komplex än i sötvatten. Det är därför svårare att precisera olika parametrars betydelse för korrosionsförloppet.

4.2 Inverkan av försurning på jordparametrar, nuläge och prognos

Vätejoner som tillförs eller produceras i en jord kan mer eller mindre fullständigt neutraliseras genom olika processer. Det viktigaste för markens buffertverkan är kemisk vittring och

utbytesreaktioner.

Jordens olika buffertssystem vid olika pH framgår av TAB 7. Karbonathaltiga skogsjordar är fåtaliga. För podsoljordar har det redan begränsade kalkinnehållet i de övre markskikten förbrukats sedan lång tid tillbaka genom reaktion med humussyra och andra syror (1). Vanligare är vittring av silikater under avgående av mineralämnen och slutlig bildning av kvarts och vatten (54).

Katjonbytesreaktioner spelar en stor roll vid buffertverkan inom pH-intervallet 4-5. Markpartiklar och markkolloider (partiklar med diameter mellan 0,001 och 0,2 μm) kan fånga upp vätejoner och lämna ifrån sig metalljoner till omgivande porvatten. Detta betyder att vattnets pH-värde ökar men att marken försuras.

Markpartiklarna och markkolloiderna är vanligen negativt laddade. Därigenom kan positivt laddade joner (katjoner) adsorberas och även utbytas på markpartiklarna.

I svenska jordar binds i första hand kalcium-, magnesium-, kalium-, natrium-, väte- och aluminiumjoner till markkolloider. Av dessa katjoner har kalcium, magnesium, kalium och natrium basisk verkan, medan vätejoner och aluminiumjoner är surt verkande katjoner.

Vid försurning ökar vätejonhalten i porvattnet och aluminiumjoner kan frigöras från lerrika sekundära mineral. Dessa joner kan därefter adsorberas till markkolloiderna genom katjonbyte samtidigt som andra katjoner drivs ut i marklösningen, FIG 18.

Hur stor mängd katjoner som kan bindas i jorden bestäms av jordens katjonbyteskapacitet (CEC). Katjonbyteskapaciteten hos en jord bestäms av lermineralens art samt ler- och humushalten (35). Katjonbyteskapaciteten är summan av utbytbara kalcium-, magnesium-, kalium-, natrium-, väte- och aluminiumjoner.

Summan av utbytbara kalcium-, magnesium-, kalium- och natriumjoner kallas summa baskatjoner (S) eftersom dessa joner har basisk verkan.

Jordens utbytesaciditet (TA) utgörs av summan utbytbara väte- och aluminiumjoner. Dessa joner har sur verkan.

Katjonbyteskapaciteten CEC kan alltså skrivas:

$$\text{CEC} = \text{TA} + \text{S}$$

Kvoten mellan summa baskatjoner (S) och katjonbyteskapacitet (CEC) kallas basmättnadsgrad (V)

$$V = \text{S}/\text{CEC}$$

Kemisk analys av jord

Vid bestämning av utbytbara kalcium-, magnesium-, kalium- och natriumjoner brukar jorden extraheras i buffrande neutral eller surjord ammoniumacetatlösning, 1 M $\text{CH}_3\text{COONH}_4$, pH = 7,0 eller 0,5 M $\text{CH}_3\text{COONH}_4$, pH = 4,8. Extraktet analyseras sedan på dessa

jonslag med atomabsorptionsspektrofotometri (AAS) eller plasma-emissionsspektrofotometri (ICP). Na och K kan också analyseras med atomemissionsspektrofotometri (AES). För bestämning av utbytbara väte- och aluminiumjoner kan jorden extraheras med neutral kaliumkloridlösning, 1 M KCl. Extraktet analyseras genom titrering. Aluminium kan också analyseras med AAS. Alla ovanstående parametrar brukar anges i enheten mekv/100 g torr jord, utom basmättnadsgraden som anges i % (55).

Vid bestämning av jordens pH-värde brukar man skilja på $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$, $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ och $\text{pH}(\text{KCl})$. Vid bestämning blandas jord och vätska i massförhållanden 1:2,5. För $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ används destillerat eller avjoniserat vatten, för $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ 0,01 M CaCl_2 och för $\text{pH}(\text{KCl})$ 1 M KCl. $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ blir i allmänhet ca 0,5 pH-enheter högre än $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ och ca 0,8 pH-enheter högre än $\text{pH}(\text{KCl})$ (35). $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ anses motsvara jordvätskans pH. Vid extraktion med KCl eller CaCl_2 sker en viss förträngning av adsorberade utbytbara vätejoner på markpartiklarna mot K- eller Ca-joner.

För korrosionsändamål används ibland totalaciditet/totalalkalinitet som ett mått på jordens surhetsgrad. Totalaciditet/totalalkalinitet anses ge bättre korrelation avseende korrosionshastighet än pH-värdet. Nedan beskrivs Steinraths metod (37) kortfattat.

En sur jords totalaciditet bestäms genom att fastställa mängden 1 M NaOH som måste tillsättas 1 kg jord (torrvikt) för att jorden skall få pH 7,0. Genom att tillsätta ytterligare 1 M NaOH så att pH 8,5 uppnås kan totalförbrukningen bestämmas. Man bestämmer således totalaciditeten vid pH 7,0 och totalförbrukningen vid pH 8,5.

En jords totalalkalitet bestäms genom att uppmäta förbrukningen av 1 M HCl för att 1 kg jord (torrvikt) skall nå $\text{pH} = 7,0$. Härigenom bestäms halten OH^- och halva halten CO_3^{2-} . Genom ytterligare tillsats av HCl ned till pH-värdet 4,8 blir alla CO_3^{2-} -joner inräknade. Man bestämmer således totalalkaliteten vid $\text{pH} 7,0$ resp $\text{pH} 4,8$.

Omfattning av markförsurning

Vid markförsurning urlakas kalcium och magnesium från de övre markhorisonterna. Därvid minskar jordens basmättnadsgrad och jordens utbytesaciditet ökar.

Berdén m fl (93) har sammanställt retrospektiva undersökningar av markförsurning i skogsmark från olika länder. Här refereras dock enbart svenska undersökningar.

Jordens pH-värde minskar vid markförsurning. Mätningar i Skåne (94, 95) har visat att jordens pH-värde har minskat med en halv till en pH-enhet i skogsmark ned till ca en meters djup under 35 år, FIG 19.

I senare undersökningar har Falkengren-Grerup m fl (96, 97) jämfört förändringar hos jordars förråd av utbytbara joner och bestämt katjonbyteskapaciteten från skogsmark i Skåne, Halland, Blekinge och Småland.

För C horisonten (70-80 cm djup) hade utbytbara katjoner minskat

efter 35-40 år i ordning (97):

Na > Mn > Zn > Ca, Mg > K

För dessa katjoner återstod 1988: Na 20%, Mn och Zn 30-50%, Ca, Mg och K 50-70%. Summa baskatjoner (Na + K + Mg + Ca) hade i genomsnitt halverats, medan utbytbar aluminium hade fördubbats.

För en liknande undersökning från skogsmark i Halland (98, 99) hade pH minskat med 0,3-0,8 pH-enheter för samtliga horisonter under 55 år. För skogsmark i Västerbotten var minskningen i pH-värde mindre och inte statistiskt signifikant (99).

I en undersökning av jord längs kraftledningslinjer (100) fann man att pH-värdet minskat en pH-enhet i Halland, medan ingen försurning kunde konstateras i Södermanland, västra Dalarna och södra Lappland. Vid undersökningen av försurningsläget längs kraftledningslinjer på Södertörn, Södermanland (101) visade det sig att mellan 1957 och 1986 har ursprungligt höga pH-värden sänkts medan några ursprungligen låga pH-värden höjts.

Sammanfattningsvis ändras följande faktorer i första hand vid markförsurning:

- utbytesaciditeten ökar
- basmättnadsgraden minskar

Vid fortsatt försurning:

- minskar pH-värdet
- ökar sulfathalten
- ökar nitrathalten

Mikrobiologisk aktivitet

Karbonatförekomst i porvattnet är viktigt för passivering av metallytan hos flera metaller, t ex zink. Karbonat kan tillföras porvattnet genom vittring av karbonathaltiga mineral som kalcit (kalkspat) CaCO_3 , dolomit $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ och magnesit MgCO_3 .

Svenska jordar har i allmänhet låg halt karbonathaltiga mineral. Karbonat kan, förutom genom vittring, tillföras porvattnet genom nedbrytning av organiskt material i jorden, avgivning av koldioxid CO_2 via växternas rötter och utsöndring av koldioxid från markfaunan, t ex dagmaskar.

Den mikrobiologiska aktiviteten kan mätas som CO_2 -avgivning från en given mängd jord, eftersom mikroorganismerna förbrukar syrgas O_2 och bildar koldioxid vid sin ämnesomsättning.

Det har visat sig att CO_2 -avgivningen har minskat vid försök med artificiell försurning i fält. Här refereras endast svenska försök.

Vid dessa försurningsförsök har man undersökt CO_2 -avgivningen från skogsmarks humuslager. CO_2 -avgivningen har minskat både efter svavelförsurning (109, 110, 111, 112) och efter kväveförsurning (113). Förklaringen till att CO_2 -avgivningen minskar vid försurning är troligen att pH-minskningen minskar tillgänglighe-

ten på energirika kolföreningar för mikroorganismerna (114).

Vidare minskar nedbrytningen av förna (gran- och tallbarr) från barrskog vid försurning (115, 116, 117). Om nedbrytningen av rotförna (döda rötter) påverkas av försurningen är mera oklart. Ingen signifikant minskning av nedbrytningen av rotförna vid försurningen kunde påvisas vid fältförsök (117).

Persson (111) har sammanfattat vad som händer när skogsmark med ett pH-värde mellan 4,0 och 4,5 försuras med 0,3-0,5 pH-enheter:

- Bakterierna minskar i antal och biomassa.
- Den aktiva delen av svampbiomassan minskar men inte den inaktiva delen.
- Koldioxidavgivningen minskar i storleksordningen 10-30% i jämförelse med icke försurad mark. Tillförsel av kväve och lösliga sockerarter kan tillfälligt minska denna verkan beroende på marktyp.
- Antalet dagmaskar minskar.
- Antalet småringmaskar ökar.
- Vissa hoppstjärtarter ökar i antal medan andra arter minskar.
- En omfördelning sker mellan olika arter av kvalster.

CO₂-produktionen är också beroende av jordens vattenmättnadsgrad. Vid 60 volymprocent vattenmättnadsgrad är CO₂-produktionen maximal. Vid lägre vattenmättnadsgrad än 60 volymprocent begränsas CO₂-avgivningen av vattentillgången medan syretillgången begränsar CO₂-avgivningen vid högre vattenmättnadsgrad (> 60 volymprocent) (118).

Att CO₂-produktionen minskar vid försurning innebär att bildningen av karbonathaltiga beläggningar på metallytan försvåras.

Prognos

En prognos för svavel- och kväveutsläpp för 1990 har presenterats 1981 (33), TAB 8. I denna prognos finns tre alternativ. Dagsläget avseende markförsurning i slutet av 1970-talet och väntad situation år 1990 visas i TAB 9.

4.3 Inverkan av försurning på korrosionsprocessen

Det är betydligt svårare att beskriva den direkta inverkan på korrosionsprocessen för jord än för sötvatten.

Liksom för vatten torde dock följande korrosionsmekanismer påverkas:

- vätagasutveckling som katodreaktion
- bildning och upplösning av skyddande skikt på metallytan.

4.4 Olika materials känslighet för markförsurning

Korrosionsinstitutet har tidigare gjort en översikt över inverkan av markförsurning på korrosionen på konstruktioner i jord, Sandberg 1982 (41). Kucera (42) har också översiktligt behandlat försurningens inverkan på konstruktioner i jord och konstruktioner i kontakt med vatten.

4.4.1 Kolstål och gjutjärn

En mycket stor och omfattande fältundersökning av olika jordars korrosivitet gentemot olika metalliska material utfördes på 1920- och 30-talen av National Bureau of Standards (NBS) i USA. 36 500 prover av 333 olika material grävdes ner på 128 olika platser över hela USA. På varje plats gjordes en noggrann klassificering av jorden och analys av de lösta salterna i jordvätskan. Även luftning, dränering, pH och resistivitet uppmättes på varje plats. NBS-undersökningarna har sammanfattats av Romanoff (43).

Undersökningen visade bl a att:

- korrosionshastigheten bestäms av jordens egenskaper och den varierar mycket mellan olika jordar.
- legeringssammansättningen hos järn- och stålmaterialen har ingen avgörande betydelse för korrosionshastigheten.

De åsikter som framförts i litteraturen om vilken påverkan en pH-sänkning har på korrosionshastigheten bygger till stor del på NBS-undersökningens resultat. Somliga anser att korrosionshastigheten vid pH-värden lägre än 5 ökar med sjunkande pH (39, 44, 45). Corcoran m fl vill dra den kritiska gränsen vid pH-värde 4 (46) medan Winkler (47) anser att pH inte har någon inverkan vid $\text{pH} > 6$.

Genom att studera korrosionshastigheten hos flera tusen vägtrummor i Kalifornien fann Stratfull (48) ett empiriskt samband mellan jordens korrosivitet och en kombinerad effekt av jordens pH-värde och dess minimala resistivitet, dvs resistiviteten vid vattenmättnad, FIG 20. Som synes i figuren har en pH-sänkning kraftig inverkan på korrosionshastigheten vid lägre pH-värden än 7, medan inverkan av resistiviteten dominerar vid pH-värden > 7 . Det uppställda sambandet tillämpades också på resultaten från NBS-undersökningen. God korrelation erhöles för alkaliska jordar, $\text{pH} > 7$. Något sämre var dock korrelationen för sura jordar.

Scott (49) anser inte att det råder ett klart samband mellan en jords pH-värde och dess korrosivitet. Denna mening delas av Escalante (50) och Logan (51). De anser i stället att ett tydligare samband råder mellan jordens totalaciditet och korrosiviteten. Ytterligare några författare har framfört samma åsikt. Till grund för deras uttalanden ligger arbeten utförda på 1930-talet av Denison och Hobbs (52) resp Denison och Ewing (53). De förstnämnda genomförde försök med syntetisk jord, FIG 21, och fann ett nära nog linjärt samband mellan gropfrätnings-hastigheten och totalaciditeten. Ett liknande samband, dock mindre tydligt, erhöles för proverna i NBS-undersökningen, FIG 22.

Denison och Ewing registrerade antalet skador orsakade av korrosion på rörledningar (320 km) i norra Ohio. Genom att analysera jordprover tagna längs ledningssträckningarna kunde de uppställa ett samband mellan korrosiviteten, uttryckt som antalet skadetillfällen och en sammanvägd effekt av resistiviteten och totalaciditeten. Steinrath (45) använde sig 30 år senare av en del av dessa resultat för att visa hur korrosiviteten varierar med totalaciditeten, FIG 23.

Vid fältundersökningar vid Korrosionsinstitutet exponeras olika metaller som kolstål, zink, koppar, bly och aluminium och metallbelagt kolstål; varmförzinkat stål och Aluzink i typiska svenska jordar vid sju provningsplatser.

Provplåtar exponeras på två djup: ca 0,7 och ca 1,7 m. Provplåtar exponeras också i sandfyllning på båda provnivåerna.

Resultat efter ett års provning av kolstål och metallbelagt kolstål har redovisats (56), liksom efter tre års exponering (57, 102). Vid dessa undersökningar har framkommit att grundvattennivån och sandfyllningen har stor betydelse för korrosionsförloppet.

För kolstål är korrosionen högre ovan än under grundvattennivån. För kolstålsplåtar i sandfyllningen är både den jämna korrosionen och gropfrätningen högre än för plåtar i naturlig, omgrävd jord (102). I FIG 24 visas korrosionshastigheten som funktion av $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ efter tre års exponering.

I en stor undersökning i Nya Zeeland har kolstål exponerats på 0,9 m djup på 33 provningsplatser i 20 år (58). Vid denna undersökning har jordparametrar som vattenkvot, resistivitet, pH och totalaciditet uppmätts och markens dräneringsförmåga klassats. Det framkom att högsta korrosionshastighet erhålls i jordar med låg resistivitet. Inga samband kunde konstateras mellan korrosion (gäller både jämn korrosion och gropfrätning) och pH eller totalaciditet. Penhale (58) menar att jordens korrosivitet inte kan förutses utifrån mätning av jordparametrar.

Levlin (102) kunde inte heller finna några samband mellan korrosionsskador på vattenledningsrör och jordparametrar typ pH, aciditet/alkalinitet eller sulfathalt.

Utifrån gjorda fältundersökningar kan man konstatera att det är svårt att urskilja inverkan av enskilda parametrar. Det gäller speciellt då man inte har någon huvudparameter att koncentrera analysen kring. Syretillförseln kan vara en sådan huvudparameter, men den kan inte bestämmas experimentellt på något enkelt sätt.

Vid Korrosionsinstitutet pågår också laboratorieundersökningar avseende försurningens inverkan på korrosionen (59, 104).

Modellförsök som simulerar korrosion under grundvattennivån i svavelförsurad, kväveförsurad och kombinerad svavel/kväveförsurad jord har utförts. Provplåtar av kolstål, zink, koppar och bly har exponerats i provjordar försurade med konstant mängd svavelsyra, salpetersyra eller blandningen svavelsyra/salpetersyra. Olika pH-värden har sedan injusterats med NaOH.

Två olika provjordar har använts:

Provjord A: 94% urtvättad kvartssand med varierande kornstorlek och 6% kaolinlera

Provjord B: 100% kaolinlera.

Resultat efter två månader visas i FIG 25, där korrosionshastighet avsatts som funktion av $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ (59, 104). Av diagrammet framgår att ökningen av korrosionshastigheten var låg i pH-intervallet 5-7. I pH-intervallet 4-5 var ökningen påtaglig och i intervallet 3-4 steg korrosionen drastiskt. För kolstål är korrosionshastigheterna praktiskt taget lika vid lika pH-värde oavsett om jorden försurats med svavelsyra, salpetersyra eller svavelsyra/salpetersyra.

Sammanfattningsvis tyder resultaten från olika undersökningar på att korrosionen ökar om $\text{pH} < 5$. Inverkan av försurningen behöver dock studeras närmare framför allt då för ytjordar ovan grundvattennivån.

Inverkan av luftningsceller

Inverkan av luftningsceller på korrosionsförloppet i jord är inte tillräckligt klarlagda, än mindre hur en luftningscell påverkas av markförsurningen.

En luftningscell kan uppstå i inhomogen jord med varierande syrehalt. De delar av konstruktionen som har dålig syretillförsel blir därvid anoder och korroderar medan delar med god syretillförsel fungerar som katoder. Sådana förhållanden kan t ex förekomma vid fyllning av en rörgrav med blandning av sand och lera. Att studera hur en luftningscell i jord påverkas av markförsurning är således av stort teoretiskt och praktiskt intresse.

Levlin (60, 61) har utfört grundläggande laboratorieundersökningar av hur segjärn påverkas av en luftningscell samt hur verkan av luftningscellen påverkas av försurning. Han har mätt cellströmmen mellan två segjärnselektroder. Den ena elektroden var placerad i lera och den andra i sand. Jorden i cellen försurades med vatten med $\text{pH} = 4,0$ i form av "regn". Vidare varierades jordens vattenmättnadsgrad.

Av hittills gjorda undersökningar framgår att verkan av en luftningscell är komplex. Resultaten tyder på att verkan av luftningsceller är ytterst beroende av jordens vattenmättnadsgrad. I vattenmättad jord uppmättes mycket små cellströmmar. Försurningen hade ingen inverkan på cellströmmens storlek.

I "torr" jord uppmättes högre cellströmmar än i vattenmättad jord. Försurat "regn" ökade cellströmmens storlek.

I "våt" jord uppmättes den högsta cellströmmen. I den "våta" jorden var effekten av försurningen störst. Den mest påtagliga effekten av försurningen var att jordresistiviteten minskade, vilket medförde ökande cellström (61).

4.4.2 Zink

Zinkens korrosionsegenskaper i jord beror liksom i vatten på möjligheten till bildning av skyddande beläggningar av korrosionsprodukter på metallytan. Det är rimligt att anta att skyddande korrosionsprodukter i första hand består av basisk zinkkarbonat.

I NBS-undersökningen ingick också zink, som exponerats på 15 platser i drygt 12 år. De högsta korrosionshastigheterna uppmättes i torv med lågt pH-värde ($\text{pH} = 2,6$) och i silt med högt pH ($\text{pH} = 9,4$). Dåligt luftade jordar var korrosiva mot zink. Vidare konstaterades att klorider och sulfater ger upphov till gropfrätning (43).

En utvärdering av NBS-resultaten utfördes 1977 av Heim (62). Utvärderingen visade att i välluftade jordar var korrosionshastigheten avsevärt lägre än i dåligt luftade jordar. Av stor betydelse har, liksom för järnmaterial, jordens resistivitet. Jordar med en resistivitet lägre än $10 \Omega \cdot \text{m}$ anses aggressiva mot zink. Heim konstaterade även att zinkskikten angrips kraftigt i starkt sura resp alkaliska jordar, dock utan att ange några gränser.

Vid Korrosionsinstitutets fältundersökning visade det sig att zinkskikten på varmförzinkat stål korroderade med $15\text{-}30 \mu\text{m}/\text{år}$, utom i sandjorden i Linköping där korrosionshastigheten var låg $2\text{-}4 \mu\text{m}/\text{år}$. Ingen klar skillnad kunde konstateras beträffande korrosionshastigheten över resp under grundvattennivån. Korrosionshastigheten var däremot lägre i sandfyllning än i naturlig jord. I FIG 24 är korrosionshastighet uppritad som funktion av $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ (57).

Resultat från Korrosionsinstitutets laboratorieundersökning visas i FIG 26 (59, 104). Av figuren framgår att zinkens korrosionshastighet ökade påtagligt i pH-intervallet 4-7 och vid pH-värden under 4 ökade korrosionen markant.

Vid passivering av zink i jord samverkar flera parametrar - jordens luftning, pH-värde och halten passiverande ämnen såsom karbonat. pH-värdet torde härvid spela en nyckelroll. Zink är försurningskänslig då en markförsurning försvårar möjlighet till passivering.

4.4.3 Koppar

Koppar och kopparlegeringar är mycket korrosionshårdiga i de flesta jordar. Praktiska erfarenheter från kopparvattenledningar både i Sverige och utomlands (63) bekräftar detta. Kopparens livslängd begränsas inte av den jämna korrosionen utan av gropfrätning.

Den högsta gropfrätningen i NBS-undersökningen erhöles i jordar med dålig luftning och med hög halt av sulfider och klorider eller hög aciditet. Vid en statistisk utvärdering av NBS-undersökningen (64) erhöles inget samband mellan gropfrätningshastighet och jordparametrar (65).

I en senare undersökning (66) fann man att leror med hög halt sulfid och/eller lågt pH orsakade de allvarligaste angreppen på koppar.

I FIG 27 visas korrosionshastighet som funktion av $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ från Korrosionsinstitutets laboratorieundersökning (59, 104). Som framgår av figuren är korrosionshastigheten mycket låg över lag. Korrosionshastigheten ökar något vid lägre pH ($\text{pH} < 4$). Korrosionshastigheten hos koppar var högre vid pH-värden understigande pH 4 i kväveförsurade jordar än i svavelförsurade jordar.

4.4.4 Bly

Allmänt

Bly har vanligtvis god korrosionshärdighet i jord beroende på att skyddande beläggningar av korrosionsprodukter bildas på blytan.

Katodreaktionen vid korrosionsprocessen utgörs av syrereduktion, dvs syrgasförbrukande korrosion. På grund av blys höga väteöverspänning (aktiveringspolarisation vid vätgasutveckling) är vätgasutvecklingen kinetiskt hindrad. Detta medför att vätgasutveckling inte är att vänta vid korrosion i jord.

Skyddande beläggningar

Bly skyddas i gynnsamma fall av svårösliga korrosionsprodukter, dvs blyet passiveras. Det är det tunna skyddsskiktets karaktär, som avgör hur snabbt blyet korroderar och vilken effekt en pH-sänkning i jord kan få.

Att bly skyddas genom passivering innebär att korrosionen av typ jämn korrosion normalt är låg och livslängden i stället begränsas av gropfrätning. Det faktum att korrosionsangreppet uppkommer lokalt är redan i sig en komplicerande faktor, då gropfrätning är mycket svårare att kartlägga än jämn korrosion och inte minst att förutse.

Vidare medför passiveringen av blyet att dess korrosionsegenskaper står att finna i korrosionsproduktens uppträdande i olika miljöer. Blyets korrosionshärdighet är således på ett avgörande sätt beroende av korrosionsprodukternas skyddande förmåga. Det innebär att det finns ett komplicerat samband mellan luftningen av jorden (syretransporten i jorden), pH-värdet och halten av passiverande ämnen, t ex karbonater, sulfater och klorider. pH-värdet synes spela en nyckelroll vid bildandet av korrosionsprodukter. Det skall dock poängteras att blyets korrosion på långt när inte är utrett. Synsättet att korrosionsproduktens egenskaper är avgörande för blyets korrosion har inte alltid beaktats vid korrosionsundersökningar.

Blyets huvudsakliga skyddande korrosionsprodukter anses vara blykarbonat och blyulfat. Av blykarbonaterna har blykarbonat PbCO_3 och basisk blykarbonat $\text{Pb}(\text{OH})_2(\text{CO}_3)_2$ återfunnits som korrosionsprodukt i jord.

Blyulfat PbSO_4 , men däremot inte basisk blyulfat, har också hittats som korrosionsprodukt. Vidare har blyklorid PbCl_2 varit

korrosionsprodukt i kloridhaltiga jordar. Utöver dessa korrosionsprodukter har också $\alpha\text{-PbO}_2$ och PbS uppträtt (13).

Utförda undersökningar

Vid NBS-undersökningen (43, 64) framkom att sulfat, karbonat, klorid och silikat i höga koncentrationer verkar hämmande på korrosionen. Organiska jordar är ofta aggressiva mot bly. Att luftningen har stor betydelse för korrosionen framkom också vid NBS-undersökningen. Korrosionshastigheten var i allmänhet högre i dåligt luftade jordar. Vid en analys av resultaten från NBS-studien (64) framgår att det inte finns några samband mellan korrosionshastighet och vare sig pH eller totalaciditet, FIG 28 och 29.

I en undersökning av korrosionsskador på blymantlade telekablar erhöles inga samband mellan gropfrätningshastighet och jordparametrarna: pH, sulfathalt och kloridhalt. Inga samband erhöles heller mellan gropfrätningshastighet och mängden korrosionsprodukter (blyulfat och blyklorid) (106).

Beträffande kloriders inverkan på korrosion är åsikterna delade. Kloridjonernas inverkan anses inte vara helt klarlagd (67). I NBS-undersökningen framkom en hämmande effekt hos kloridjonen, medan det uppges att klorid i hög koncentration kan vara aggressivt (68). I en undersökning i NaCl-lösningar med halten NaCl varierande från 10^{-5} till 1 M framkom att kloridjoner har en passiverande verkan på bly (108). I samma undersökning undersöktes också blyets korrosion i sulfathaltiga lösningar. Na_2SO_4 -lösningar i haltintervallet 10^{-6} till 1 M undersöktes. Det framkom att sulfatjoner verkar passiverande på bly.

Korrosionen hos bly visade sig följa nedanstående samband i både NaCl-lösning som Na_2SO_4 -lösning

$$w = a \cdot C^{-b}$$

där w är korrosionshastigheten i enheten $\text{mg}/(\text{dm}^2 \cdot \text{år})$ och C är halten NaCl eller Na_2SO_4 i M. a och b är konstanter.

I en laboratorieundersökning (105) i sandjord från Nevadaöknen visade sig det att hög kloridhalt eller hög sulfathalt i jorden liksom en kombination av klorid-, sulfat- och vätekarbonatjoner verkade passiverande på bly. Enbart vätekarbonatig jord var däremot inte passiverande. Det är rimligt att anta att vätekarbonat var för låg för att passivering av blyytan skulle uppstå.

Man kan av gjorda undersökningar dra slutsatsen att karbonater, sulfater och klorider verkar passiverande och är därmed korrosionshämmande ämnen.

Nitrat och nitrit är korrosionsstimulerande ämnen (63, 64, 68, 69). Nitratkoncentrationer mellan 20-425 ppm har givit svåra korrosionsangrepp på blykabel i jord (69). Nitrat och nitrit ger inte upphov till några skyddande beläggningar på blyytan och kan alltså inte passivera bly. Utöver nitrat och nitrit är acetat korrosionsstimulerande.

Av det ovan sagda är det inte lätt att uttala sig om inverkan av en pH-minskning. International Telegraph and Telephone Consulta-

tive Committee (CCITT) (67) har gjort en klassificering av jordars aggressivitet i relation till deras pH-värden, TAB 10. Jordar med pH-värden < 4,5 betraktas som mycket aggressiva. Har jorden ett pH-värde inom intervallet 4,5 - 6,5 bedöms den vara svagt aggressiv.

Vid laboratorieundersökningen (59, 104) i vattenmättad jord kunde ingen inverkan av pH påvisas i svavelförsurad jord. Korrosionshastigheten är högre i kväve resp svavel/kväveförsurad jord och korrosionshastigheten ökade påtagligt vid pH-värden understigande pH 4, FIG 30.

Effekten av en markförsurning beror således av vilka korrosionsprodukter som finns på blytan. Karbonathaltiga korrosionsprodukter är känsliga för pH-minskning. Dessa korrosionsprodukter kan upplösas och bildas inte heller vid lägre pH-värden. Blyulfat som korrosionsprodukt är inte försurningskänslig. Sulfatjoner är korrosionshämmande. Ökad nitrathalt kan däremot vara korrosionsstimulerande. Effekterna är därför sannolikt olika av svavel resp kväveförsurning.

4.4.5 Aluminium

Liksom hos andra passiverbara metaller är korrosionshårdigheten hos aluminium helt beroende av den passiverande oxidfilmens tillstånd. Om passiviteten bryts ned lokalt uppstår punktan-grepp. Kloridjoner har starkt negativ inverkan på passiviteten.

I NBS-undersökningen (43) provades tre olika aluminiumlegeringar i fem olika jordar under 10 år. Något entydigt samband mellan korrosionshastighet och pH erhöles inte.

Andra långtidsundersökningar utförda i England, Kanada och USA, refererade i (21), i 26 olika jordar visade att korrosionen på aluminiumlegeringar var stor endast i tre jordar, vilka utgjordes av salthaltig sumpmark, vägbank som innehöll slagg och aska samt en sur gyttjig jord. Inte heller dessa undersökningar kunde påvisa något klart samband mellan jordens pH-värde och korrosionshastigheten.

I jord får korrosionsangreppet formen av gropfrätning (107). Gropfrätningshastigheten varierade mycket mellan olika provningsplatser, olika förläggningssätt i samma provgrupp och också mellan trippelproverna förlagda på samma sätt i samma provgrop. Sandfyllning har ingen positiv inverkan på - utan snarare ökar - gropfrätningen hos aluminium. Hög kloridhalt och mikroluftningsceller förefaller att i första hand orsaka gropfrätning (107).

Någon större inverkan av pH kan inte förutses förrän pH < 4. Vid så låga pH-värden kan oxidfilmen börja upplösas.

4.4.6 Rostfritt stål

Rostfritt stål är skyddat av en tunn, passiverande oxidfilm. Vid lokal nedbrytning av passivfilmen uppstår gropfrätning. Den jämna korrosionen är i allmänhet försumbar.

I NBS-undersökningen ingick också rostfria stål (43). Gropfrättningsbenägenheten visade sig i första hand bero på stålqualiteten. Störst gropfrätning erhöles i jordar med dålig luftning och hög kloridhalt.

1970 startades en ny stor undersökning avseende rostfria ståls korrosionshärdighet i jord. Denna gång i samarbete mellan NBS och American Iron and Steel Institute (70, 71). 10 000 prover placerades ut på 6 olika platser och provtagningar skedde efter 1, 2, 4 och 8 år. Inte heller denna undersökning kunde klarlägga något samband mellan pH och korrosionshastighet. Korrosionen visade sig bero av faktorer som ståls sammansättning och värmebehandling samt jordens luftning och kloridhalt.

4.4.7 Betong

Beträffande olika angrepp på betong hänvisas till kapitel 3.4.7.

Av stor betydelse för omfattningen av sura angrepp på betong i jord är jordvattnets omsättningsgrad och exponeringstiden för surt jordvatten. Är omsättningen låg utarmas jordvattnet relativt snart på vätejoner och därmed avstannar de sura angreppen (41).

Bedömningstabeller för graden av kemiskt angrepp visas i TAB 5 och TAB 11.

4.4.8 Plast

I jord förekommer markförlagda rör av polyeten, PVC och glasfiberarmerad polyester.

Sandberg (41) konstaterar att några undersökningar beträffande plastmaterials härdighet vid exponering i sur jord inte påträffats vid litteraturgranskningen.

I vattenlösningar har både polyeten och PVC god härdighet mot sur miljö (72). Alla typer av polyestrar är dock inte helt beständiga vid låga pH-värden. Rör av glasfiberarmerad polyester har varit utsatta för angrepp i jord i något enstaka fall (28).

Enligt Janson (73) är kemisk nedbrytning helt ofarlig för dagens plastkvaliteter av jordförlagda avloppsrör av polyeten och PVC. Säkerheten mot materialbrott är större i begränsat sura miljöer än i rent vatten.

4.5 Viktiga jordförlagda konstruktioner inkl ekonomiska aspekter

Ett stort antal metalliska konstruktioner förläggs i jord. De viktigaste konstruktionerna är:

- Vattenledningar
- Telekablar med blyhölje
- Naturgasledningar
- Olje- och bensincisterner
- Stålpålar

- Fundament och förankringsstag för kraftledningsstolpar
- Vägtrummor
- Stålsponter

Dessa konstruktioner representerar mycket stora kapitalvärden och är av vital betydelse för samhället. Den ungefärliga mängden av jordförlagda metallkonstruktioner och deras återanskaffningsvärde i 1984 års penningvärde framgår av TAB 12 (74).

En uppskattning av kostnaden för korrosionen på dessa konstruktioner är svår att göra. Givetvis är det än svårare att särskilja försurningsbetingad korrosion och specifikt beräkna kostnaden för denna korrosion. Likväl är det värdefullt att göra en grov kostnadsuppskattning.

Korrosionsinstitutet (32) har på uppdrag av Naturvårdsverket gjort en kostnadsstudie över inverkan av mark- och vattenförsurning på korrosionen hos olika konstruktioner. Utgångspunkt för beräkningarna är att pH-värdet i jord minskar från 6,5 till 5 likformigt över hela riket under en 10-årsperiod.

Vid beräkningar har man försökt ta hänsyn till olika faktorer som antalet konstruktioner (sträckan etc), medellivslängden och medellåldern hos konstruktionerna, utbyteskostnader/reparationskostnader, återanskaffningsvärde och ökad korrosionshastighet vid försurning.

Kostnaderna vid försurningen med gjorda antaganden kan för korrosion i jord, dvs utvändig korrosion för de flesta fall, summeras enligt följande:

<u>Konstruktion</u>	<u>Kostnad, Mkr/år</u>
Fundament och stag hos kraftledningsstolpar	107
Vägtrummor av förzinkad stålplåt	339
Blymantlade telekablar	1
Olje- och bensincisterner inkl saneringskostnader för oljebemängd jord	106
Vattenledningar, huvud- och distributionsledningar	684
Vattenledningar, serviciledningar	273
Avloppsledningar av betong	349
Stålpålar	<u>158</u>
Summa	2 017

Det måste påpekas att ovanstående kostnader är högst ungefärliga och därför mycket osäkra. Det saknas vederhäftigt underlag för att göra relevanta bedömningar av ökningen i korrosionshastighet

vid försurning.

Det finns nu anledning att erinra om de totala korrosionskostnaderna i samhället. Dessa brukar i industriländer uppskattas till ca 4% av BNP, dvs i Sverige år 1985 ca 35 miljarder kronor. Till de totala korrosionskostnaderna räknas kostnader för korrosionsskyddsåtgärder, kostnader för korrosionsskadat material och kostnader för olika följdverkningar, t ex driftstopp med produktionsbortfall. En del av dessa kostnader är oundvikliga, men ca 15% av korrosionskostnaderna kan undvikas genom ett bättre utnyttjande av befintliga kunskaper (19).

Det kan avslutningsvis konstateras att jordförlagda konstruktioner betingar mycket stora kapitalvärden och det är rimligt att anta, att korrosionskostnaderna kommer att stiga genom markförsurningen.

5 SAMMANFATTANDE DISKUSSION

Kunskaperna om försurningens inverkan på korrosionen i jord är betydligt sämre än om korrosionen i sötvatten. För jord går det i många fall inte att med större säkerhet uttala sig om riskerna med en pH-sänkning. Det är också osäkert vilka försurningsparametrar som påverkar korrosionen. Detta pga att jordkorrosionen är så komplex med många inverkan och samverkande faktorer.

Försurning av vatten medför att alkaliniteten avtar, dvs vätekarbonathalten minskar, pH-värdet sjunker och anjonshalterna av sulfat och nitrat ökar.

Minskande vätekarbonathalt påverkar korrosionen genom att försvåra bildandet av skyddande beläggningar på metallytan. Både möjligheten till kalkutfällning och bildningen av karbonathaltiga passiverande skikt hindras och i många fall omöjliggörs den. Vid låga pH-värden (ca 4) kan också vätgasutveckling som katodreaktion ge tillskott till korrosionen.

Försurningskänsliga metaller är i första hand zink och bly. Men också kolstål och koppar påverkas negativt. För koppar är den största risken gropfrätning typ III. Även betong påverkas i negativ riktning av vattenförsurning.

Vid markförsurning ökar jordens utbytesaciditet, vilket medför sänkning av basmättnadsgraden. Vidare minskar pH-värdet med tiden och sulfat- och nitrathalterna ökar.

Zink är den mest försurningskänsliga metallen bland bruksmetallerna. Kolstål kan sannolikt också drabbas, särskilt vid låga pH-värden. Inverkan av markförsurningen på blykablarna i jord är mera komplicerad. Det torde i detta fall bero på typen av försurning. Kväveförsurning är mera skadlig. För koppar är inverkan av försurningen mindre, men en negativ inverkan vid lågre pH-värden är trolig.

Konstruktioner som kommer i kontakt med jord och vatten representerar mycket stora kapitalvärden och är av vital betydelse för samhället. Kostnaden för korrosionen hos dessa konstruktioner är också stora och det är mycket rimligt att påstå att den kommer att öka vid försurning av vatten och jord.

6 SLUTSATSER

Den utförda undersökningen medger följande slutsatser:

För vatten

- Vid försurning minskar vattnets alkalinitet och pH-värde medan sulfathalt, nitrathalt och totalhårdhet ökar.
- Försurningen minskar möjligheten till bildandet av skyddande beläggningar på metallytan. Detta gäller såväl kalkutfällning som passivering med karbonathaltiga skikt.
- Vid låga pH-värden (ca 4) kan vätgasutveckling som katodreaktion ge tillskott till korrosionen. Detta gäller främst för kolstål och gjutjärn.
- Korrosionsegenskaperna hos kolstål och gjutjärn påverkas negativt vid avsaknad av skyddande kalkbeläggning. Vid låga pH-värden ökar korrosionen drastiskt.
- Zink är en mycket försurningskänslig metall och dess möjlighet att bilda skyddande skyddsskikt minskar (eller uteblir) vid avtagande alkalinitet och pH.
- Korrosionsangrepp hos koppar sker som gropfrätning. I försurat vatten ökar riskerna för gropfrätning typ III i kallvatten och gropfrätning typ II i varmvatten.
- Blyets korrosionsegenskaper är beroende av möjligheten att bilda skyddande skikt på metallytan. Metallen torde vara försurningskänslig, då möjligheten till uppkomst av karbonathaltiga beläggningar minskar vid minskande alkalinitet och pH-värde.
- Korrosionsangrepp på aluminium sker vid neutralt pH som gropfrätning. Störst inverkan på gropfrätningen har kloridhalten. Aluminium angrips vid både låga och höga pH-värden. Korrosionen ökar mycket kraftigt vid pH-värden över 9. Vid pH-värden under 4 ökar också korrosionshastigheten, men inte lika mycket som över pH 9.
- För rostfritt stål sker korrosionen som gropfrätning. Störst inverkan på gropfrätningen har kloridhalten. pH-värdet har mindre betydelse.
- Sura angrepp på betong kan väntas vid pH-värden lägre än 5,5.
- Termoplaster som PVC, polyeten och polybutan har god hårdighet mot försurat vatten.
- Korrosionskostnaderna är höga hos konstruktioner i kontakt med vatten och dessa kostnader torde öka vid försurning.

För jord

- Vid markförsurning ökar jordens utbytesaciditet och basmättnadsgraden minskar. Vidare minskar pH-värdet medan sulfat- och nitrathalterna ökar på sikt.

- Kunskaperna angående försurningens inverkan på korrosionen i jord är betydligt mindre än beträffande sötvatten.
- Korrosionshastigheten för gjutjärn, olegerat och låglegerat stål ökar troligen med ökad totalaciditet. Om korrosionshastigheten ökar vid en pH-sänkning redan vid pH-värden under ca 7 är osäkert. Vid pH-värden lägre än 5 anses dock korrosionshastigheten öka.
- Zink på förzinkade konstruktioner i jord förbrukas avsevärt snabbare i sur än i neutral miljö. Vid omkring pH 6 sker en markant ökning av korrosionshastigheten.
- Korrosionen hos koppar torde öka något vid framför allt låga pH-värden.
- Korrosionshårdigheten hos bly beror av vilka korrosionsprodukter som finns på metallytan. Karbonathaltiga korrosionsprodukter är känsliga för pH-minskning. Detta är inte fallet för blyulfat som korrosionsprodukt. Typen av försurning torde här spela stor roll för blyets korrosionshårdighet. Kväveförsurning är mera skadlig.
- Livslängden hos aluminiumkonstruktioner begränsas av gropfrätning. Vid låga pH-värden (ca 4) kan korrosionen emellertid öka.
- Något tydligt samband mellan pH och korrosionshastighet på rostfria stål har inte kunnat påvisas.
- PVC och polyeten är beständiga i sur miljö. Vissa typer av glasfiberarmerad polyester kan angripas vid låga pH-värden.
- Jordförlagda konstruktioner betingar mycket stora kapitalvärden och är av stort samhällligt intresse. Kostnaden för korrosionen är redan nu stora och torde öka vid försurning.

7 REFERENSER

- 1 Monitor 1986. Sura och försurade vatten. Statens Naturvårdsverk, Solna 1986.
- 2 Wranglén, G: An introduction to corrosion and protection of metals. Chapman and Hall, London 1985. s 19.
- 3 Whitman, G W & Russel, R P & Altieri, V J: Effects of hydrogen ion concentration on the submerged corrosion of steel. Industrial and Engineering Chemistry 16(1924) s 665-670.
- 4 Higginson, A & White, R T: The corrosivity of a synthetic mine water. Corrosion & Coatings South Africa, August 1984 s 10-27.
- 5 Linder, M, Korrosionsinstitutet: Personligt meddelande.
- 6 Langelier, W F: The analytical control of anti-corrosion water treatment. Journ. AWWA 28(1936) s 1500-1521.
- 7 Ryznar, J W: A new index for determining amount of calcium carbonate scale formed by water. Journ. AWWA 36(1944) s 472-486.
- 8 Rossum, J R & Merrill, D T: An evaluation of the calcium carbonate saturation indexes. Journ. AWWA 75(1983) s 95-100.
- 9 Roetheli, B E & Cox, G L & Littreal, W B: Effect on pH on the corrosion products and corrosion rate of zinc in oxygenated aqueous solutions. Metals and Alloys 3(1932) s 73-76.
- 10 Linder, M: Vattensammansättningens inverkan på korrosion av olika material i vattenledningar. KI-rapport 1984:1. Korrosionsinstitutet, Stockholm 1984.
- 11 Stichel, W: Einfluss von Kupfer auf das Korrosionsverhalten verzinkter Rohre in warmen Brauchwässern. Werkstoffe und Korrosion 26(1975) s 258-270.
- 12 Pisigan Jr., R A & Singley, J E: Effects of water quality parameters on the corrosion of galvanized steel. Journ. AWWA 77(1985) s 72-86.
- 13 Grauer, R: Feste Korrosionsprodukte - I. Magnesium, Zink, Cadmium, Blei und Kupfer. Werkstoffe und Korrosion 31(1980) s 837-850.
- 14 Butler, G & Ison, H C K: Corrosion and its prevention in waters. Leonard Hill, London 1966. s 98-100.
- 15 Grauer, R & Feitknecht, W: Thermodynamische Grundlagen der Zinkkorrosion in carbonathaltigen Lösungen. Corrosion Science 7(1967) s 629-644.

- 16 Kruse, C-L & Friehe, W & Schwenk, W: Feldundersuchungen mit feuerverzinkten Stahlrohren in Wässern. Werkstoffe und Korrosion 37(1986) s 12-23.
- 17 Mattsson, E: Corrosion of copper and brass - practical experience in relation to basic data. Bulletin nr 87. Korrosionsinstitutet, Stockholm 1979.
- 18 Mattsson, E & Fredriksson, A M: Pitting corrosion in copper tubes - cause of corrosion and countermeasures. British Corrosion Journal 3(1968) s 246-257.
- 19 Mattsson, E: Elektrokemi och korrosionslära. Bulletin nr 100. Korrosionsinstitutet, Stockholm 1987.
- 20 Hollingworth, E H & Hunsicker, H Y: Aluminium alloys. I Corrosion and Corrosion Protection Handbook (P A Schweitzer (ed.)). Marcel Dekker, New York 1983. s 123.
- 21 Godard, H P, Jepson, W B, Bothwell, M R & Kane, R L: The corrosion of light metals. John Wiley, New York 1967. Kapitel 11.
- 22 Sherir, L L (ed.): Corrosion, Vol. 1, 2nd ed. Newnes-Butterworths, London 1976. s 4:75.
- 23 Schock, M R: Response of lead solubility to dissolved carbonate in drinking water. Journ. AWWA 72(1980) s 695-704.
- 24 Schock, M R & Gardels, M C: Plumbosolvency reduction by high pH and low carbonate-solubility relationships. Journ. AWWA 75 (1983) s 87-91.
- 25 Delahay, P, Pourbaix, M & Rysselberghe, P: Potential-pH diagram of lead and its applications to the study of lead corrosion and to the lead storage battery. Journal of the Electrochemical Society 98(1951) s 57-64.
- 26 Fagerlund, G & Rombén, L: Kemiskt angrepp. I: Betonghandbok Material. Andra upplagan. Svensk Byggtjänst, Stockholm 1982. Kapitel 8:9.5.
- 27 Beurteilung betongangreifender Wässer, Böden und Gase. Deutsche Norm DIN 4030, 1969.
- 28 Bergman, G, Korrosionsinstitutet: Personligt meddelande.
- 29 Bergman, G: Plast och gummi i olika kemiska miljöer - en översikt av korrosionshårdigheten. Bulletin nr 98. Korrosionsinstitutet, Stockholm 1985.
- 30 Levlin, E: Försurningsbetingade korrosionsskador på vattenledningar i hus och mark. Rapport ssv pm 1978. Statens Naturvårdsverk, Solna 1985.
- 31 Levlin, E: Corrosion of water pipes due to acidification of natural waters. Proc. 10th Scandinavian Corrosion Congress, Stockholm 1986. Bulletin nr 101. Korrosionsinstitutet, Stockholm 1986. s 421-426.

- 32 Dahl, L: Inverkan av mark- och vattenförsurning hos tekniska konstruktioner - en kostnadsstudie. Rapport till Statens Naturvårdsverk 1984.
- 33 Monitor 1981. Försurning av mark och vatten. Statens Naturvårdsverk, Solna 1981.
- 34 Hallbäcken, L & Popovic, B: Markkemiska effekter av skogsmarkskalkning. Rapport snv pm 1880. Statens Naturvårdsverk, Solna 1985.
- 35 Wiklander, L: Marklära. Lantbrukshögskolan, Uppsala 1976.
- 36 Tyler, G & Berggren, D & Bergkvist, B & Falkengren-Grerup, U & Folkesson, L & Rühling, Å: Soil acidification and metal solubility in forest of south Sweden. I: Effects of atmospheric pollutant on forests, wetlands and agricultural ecosystems. (T C Hutchinson & K M Meema (Eds.)). NATO ASI series, Vol. G16. Springer-Verlag, Berlin 1987. s 347-359.
- 37 Steinrath, H: Untersuchungsmethoden zur Beurteilungen der Aggressivität von Böden. DVGW Fachausschuss "Korrosion Rohrnetze". Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V., Frankfurt (Main) 1966.
- 38 Tomashov, N D: Theory of corrosion and protection of metals. MacMillan, New York 1966. Kapitel XV.
- 39 Wranglén, G: Metallers korrosion och ytskydd. Almqvist & Wiksell, Stockholm 1967. s 135-148.
- 40 Iversen, A: Syretransportens inverkan på korrosion i jord. Examensarbete i elektrokemi. Inst för Teknisk Elektrokemi och Korrosionslära, KTH 1988.
- 41 Sandberg, B: Korrosion på markförlagda konstruktioner - påverkan av markförsurning. KHM Teknisk rapport 43. Projekt Kol-Hälsa-Miljö, Statens Vattenfallsverk, Vällingby 1982.
- 42 Kucera, V: Effect of acidification on structures in soil and water. Proc. International symposium on acidification and water pathways. Bolkesjø, Norge, 4-5 maj 1987. Vol. 1, s 377-391. Norwegian National Committee for Hydrology, Oslo 1987.
- 43 Romanoff, M: Underground corrosion. National Bureau of Standards Circular 579. U S Govern. Print. Office, Washington 1957.
- 44 Schaschl, E & Marsh, G A: Some new views on soil corrosion. Materials Protection 2(1963) No. 11 s 8-17.
- 45 Steinrath, H: Über die Beurteilung der Korrosionsgefährdung von Eisen und Stahl im Erdboden. Gas und Wasserfach 106(1965) Heft 49 s 1361-1365.
- 46 Corcoran, P & Jarvis, M G & Mackney, D & Stevens, K W: Soil corrosiveness in south Oxfordshire. Journal of Soil Science 28(1977) s 473-484.

- 47 Winkler, A: Bodenuntersuchungen zur Beurteilung der Korrosionsgefährdung von erdverlegten Rohrleitungen. *gwf-gas/erdgas* 120(1979) s 335-340.
- 48 Stratfull, R F: A new test for estimating soil corrosivity based on investigations of metal highway culverts. *Corrosion* 17(1961) s 115-118.
- 49 Scott, J D: Mechanism and evaluation of corrosion in soils - a literature review. Technical Paper No. 100 of the Division of Building Research. National Research Council Canada. Ottawa, June 1962.
- 50 Escalante, E: Soils and underground corrosion. 19th Annual Liberty Bell Corrosion Course, 1, 1981.
- 51 Logan, K H & Koenig, E A: A comparison of method for estimating soil corrosivity. *Oil and Gas Journal*, 28(1930) s 130-138, 154-160.
- 52 Denison, I A & Hobbs, R B: Corrosion of ferrous metals in acid soils, Research Paper RP 696. *Journal of the National Bureau of Standards* 13(1934) s 125-150.
- 53 Denison, I A & Erwing, S P: Corrosiveness of certain Ohio soils. *Soil Science* 40(1935) s 287-299.
- 54 Nihlgård, B & Popovic, B: Effekt av olika kalkningsmedel i skogsmark. Rapport snv pm 1851, Solna 1984.
- 55 Balsberg-Påhlsson, A-M (red): Handledning i kemiska metoder vid växtekologiska arbeten. Meddelanden från växtekologiska avdelningen, Lunds universitet 52. 6:e upplagan. Lund 1990.
- 56 Camitz, G & Vinka, T-G: Corrosion of steel and metal-coated steel in Swedish soils - results of field exposures. Proc. 10th Scandinavian Corrosion Congress, Stockholm 1986. Bulletin nr 101. Korrosionsinstitutet, Stockholm 1986. s 305-312.
- 57 Camitz, G & Vinka, T-G: Corrosion of steel and metal-coated steel in Swedish soils - effects of soil parameters. I: Effects of soil characteristics on corrosion. ASTM STP 1013. (V Chaker & J D Palmer (Eds.)). American Society for Testing and Materials, Philadelphia 1988. s 37-53.
- 58 Penhale, H R: Corrosion of mild steel plates in some New Zealand soils, after 20 years. *New Zealand Journal of Science* 27 (1984) s 57-68.
- 59 Sederholm, B & Vinka, T-G: Korrosion på metaller i försurad jord - laboratorie- och fältförsök. Delrapport. KI Rapport 1989:1. Korrosionsinstitutet, Stockholm 1989.
- 60 Levlin, E: Laboratory investigation on corrosion of underground pipes due to acidification. Proc. 11th Scandinavian Corrosion Congress, Stavanger 1989. Högskolesentret i Rogaland, Stavanger 1989. Föredrag nr F-43.
- 61 Levlin, E: Laboratory investigation on corrosion of underground structures due to acidification. Kommer att publiceras i *British Corrosion Journal*.

- 62 Heim, G: Korroisionsverhalten von feuerverzinkten Bandstahl-Erden, Technische Überwachung 18(1977) s 257-261.
- 63 Sherir, L L (ed.): Corrosion, Vol. 1, 2nd ed. Newnes-Butterworths, London 1976.
- 64 Denison, I & Romanoff, M: Soil-corrosion studies, 1946 and 1948. Copper Alloys, Lead and Zinc. Research Paper RP2077. Journal of Research of the National Bureau of Standards 44 (1950) s 259-289.
- 65 Ekbohm, L: Statistisk utvärdering av koppars korrosion i jord ur försök utförda av Denison och Romanoff. Bilaga E. Koppars som kapslingsmaterial för icke upparbetat kärnbränsleavfall. Bedömning ur korrosionssynpunkt. KBS Teknisk Rapport 90. Kärnbränslesäkerhet, Stockholm 1978.
- 66 Haynes, G S & Baboian, R: A comparative study of the corrosion resistance of cable shielding material. Materials Performance 8(1979) No. 2, s 45-56.
- 67 Recommendations for the protection of underground cables against corrosion. Chap III, Ed. 1961. International Telegraph and Telephone Consultative Committee (CCITT).
- 68 Hofmann, W: Lead and lead alloys. Springer-Verlag, Berlin 1970.
- 69 Burns, R M: Corrosion of metals - II. Lead and lead-alloy cable sheating. Bell Sys. Tech. Jour. 15(1936) s 603-624.
- 70 Gerhold, W F & Escalante, E & Sanderson, B T: Progress report on the corrosion behaviour of selected stainless steels in soil environments. Report No NBSIR 76-1081. National Bureau of Standards, Washington 1976.
- 71 Gerhold, W F & Escalante, E & Sanderson, B T: The corrosion behaviour of selected stainless steels in soil environments. Report No NBSIR 81-2228. National Bureau of Standards, Washington 1981.
- 72 Dolezel, B: Die Beständigkeit von Kunststoffen und Gummi. Carl Hanser Verlag. München 1978.
- 73 Janson, L-E: Hur gammalt kan ett plaströr bli? Kontrollrådet för plaströr, Stocholm 1987.
- 74 Camitz, G, Korrosionsinstitutet: Personligt meddelande.
- 75 Hoover, C P: Practical application of the Langelier method. Journal AWWA 30(1938) s 1802-1807.
- 76 Dye, J F: Correlation of the two principal methods of calculating the three kinds of alkalinity. Journ. AWWA 50(1958) s 800-820.
- 77 Schock, M R: Temperature and ionic strength corrections to the Langelier index - revisited. Journ. AWWA 76(1984) s 72-76.

- 78 Mattsson, E: Tappvattensystem av kopparmaterial - krav på vattenkvalitet, material, installation och drift ur korrosionssynpunkt. Svensk Byggtjänst, Stockholm 1990 (under utgivning).
- 79 Statens livsmedelverks kungörelse om dricksvatten. SLV FS 1989:30, 1989.
- 80 Bertills, U & von Brömssen, U & Sarr, M: Försurningsläget i enskilda vattentäkter i Sverige. Rapport 3567. Statens Naturvårdsverk, Solna 1989.
- 81 Oskarsson, A: Hälsorisker av förhöjda halter koppar i dricksvatten. Vår Föda 41(1989) s 257-259.
- 82 von Franque, O & Gerth, D & Winkler, B: Ergebnisse von Untersuchungen an Deckschichten in Kupferrohren. Werkstoffe und Korrosion 26(1975) s 255-258.
- 83 Linder, M: Gropfrätning av typ III i kallvattenledningar av koppar - orsaker och motåtgärder. KI Rapport 1987:2. Korrosionsinstitutet, Stockholm 1988.
- 84 Turner, M E D: Water treatment to avoid meringue dezincification. Proc. Soc. Wat. Treatm. Exam. 10(1961) s 162.
- 85 Stenström, T: Kadmium och bly i brunns- och grundvatten. Vatten 45(1989) s 145-156.
- 86 Wallin, T, Nordisk Försörjningsförening: Personligt meddelande.
- 87 Stenström, T: Vattenledningsvatten. Rapport nr 9/83. Statens Miljömedicinska Laboratorium, Stockholm 1983.
- 88 Bell, W A & Campbell, H S: Aluminium in fresh waters. British Corrosion Journal 1(1965) s 72-79.
- 89 Möller, G: Efterbehandling - härdning. I: Betonghandbok Arbetsutförande. Andra upplagan. Svensk Byggtjänst, Stockholm 1982. Kapitel 8.
- 90 Andersson, C & Petersson, P-E: Härningens inverkan på betongs permeabilitet och beständighet. SP-RAPP 1987:7. Statens Provningsanstalt, Byggnadsteknik, Borås 1987.
- 91 Fagerlund, G: Beständig - livslängd. I: Betonghandbok Reparation. Svensk Byggtjänst, Stockholm 1987. Kapitel 2.
- 92 Fagerlund, G: Betongkonstruktioners beständighet. Cementa AB, Danderyd 1987.
- 93 Berdén, M & Nilsson, S I & Rosén, K & Tyler, G: Soil acidification - extent, causes and consequences. Report 3292. Statens Naturvårdsverk, Solna 1987.
- 94 Falkengren-Grerup, U: Soil acidification and vegetation changes in deciduous forest in southern Sweden. Oecologiska 70(1986) s 339-347.

- 95 Falkengren-Grerup, U: Long-term changes in pH of forest soils in southern Sweden. *Environmental Pollution* 43(1987) s 79-90.
- 96 Falkengren-Grerup, U & Linnermark, N & Tyler, G: Changes in acidity and cation pools of south Swedish soils between 1949 and 1985. *Chemosphere* 16(1987) s 2239-2248.
- 97 Falkengren-Grerup, U & Eriksson, H: Changes in soil, vegetation and forest yield between 1947 and 1988 in beech and oak sites of southern Sweden. *Forest Ecology and Management* 14(1990).
- 98 Hallbäcken, L & Tamm, C O: Changes in soil acidity from 1927 to 1982-1984 in a forest area of south-west Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 1(1986) s 219-232.
- 99 Tamm, C O & Hallbäcken, L: Changes in soil acidity in two forest areas with different acid deposition: 1920s to 1980s. *Ambio* 17(1988) s 56-61.
- 100 Jacks, G: Acidification of soils processes and present state. I: Effects of water and soil acidification on corrosion (V Kucera (ed.)). *Miljörapport 1990:1*. Nordiska ministerrådet, Köpenhamn 1990. s 124-133.
- 101 Stegmann, B: Försurningspåverkan på naturmark i ett trettioårsperspektiv. Skogsprovytor i Stockholms län. Rapport nr 4. Miljövårdsenheten, Länsstyrelsen i Stockholms län, Stockholm 1989.
- 102 Camitz, C & Vinka, T-G: Influence of some soil parameter on the corrosion of steel in Swedish soils. Proc. 2nd International conference on corrosion, CEOCOR. Napoli 1989. s 77-90.
- 103 Levlin, E K: Kartläggning av försurningsbetingad korrosion av vattenledningar i mark - skadefrekvensanalys. TRITA-VAT-3884. Avd för vattenvårdsteknik, KTH, Stockholm 1988.
- 104 Sederholm, B & Vinka, T-G: Corrosion of metals in acid soil. Laboratory exposure. Progress report. I: Effects of water and soil acidification on corrosion. (V Kucera (ed.)). *Miljörapport 1990:9*. Nordiska ministerrådet, Köpenhamn 1990. s 150-169.
- 105 Abraham, D & Jones, D A & Whitbeck, M R & Case, C M: Ohmic compensation in desert soil using a galvanostatic DC bridge. I: The measurement and correction of electrolyte resistance in electrochemical test. ASTM STP 1056 (L L Scribner & S R Taylor (Eds.)). American Society for Testing and Materials. Philadelphia 1990. s 157-167.
- 106 Vinka, T-G & Sederholm, B: Korrosion på blykablar och stålstolpar i jord - samband med jordparametrar. KI Rapport 1990:2. Korrosionsinstitutet, Stockholm 1990 (under utgivning).
- 107 Camitz, G & Vinka, T-G: Corrosion of aluminium in Swedish soils. Proc. 11th Scandinavian Corrosion Congress, Stavanger 1989. Högskolesenteret i Rogaland, Stavanger 1989. Föredrag nr F-33.

- 108 Abdul Azim, A A & Gouda, V K & Shalaby, L A & Afifi, S E: Corrosion behaviour of lead in salt solutions. I. Uncoupled lead electrodes. *British Corrosion Journal* 8(1973) s 76-80.
- 109 Lohm, U & Larsson, K & Nömmik, H: Acidification and liming of coniferous forest soil: Long-term effects on turnover rates of carbon and nitrogen during an incubation experiment. *Soil Biology and Biochemistry* 16(1984) s 343-346.
- 110 Popovic, B: Mineralization of carbon and nitrogen in humus form field acidification studies. *Forest Ecology and Management* 8(1984) s 81-93.
- 111 Persson, T: Markorganismerna och försurning av skogsmark. I: Vad händer med skogen - skogsdöd på väg? (H Persson (red.)). Liber Förlag, Stockholm 1985. s 133-145.
- 112 Nömmik, H & Larsson, K: Measurement of denitrification rate in undisturbed soil cores under different temperature and moisture conditions using ^{15}N tracer technique. 2. Factors affecting denitrification. *Swedish Journal of Agricultural Research* 19(1989) s 35-44.
- 113 Söderström, B & Bååth, E & Lundgren, B: Decrease in soil microbial activity and biomasses owing to nitrogen amendments. *Canadian Journal of Microbiology* 29(1983) s 1500-1506.
- 114 Persson, T: Effects of acidification and liming on soil biology. I: Liming as a measure to improve soil and tree condition in areas affected by air pollution. (F Andersson & T Persson (eds.)) Report 3518. Statens Naturvårdsverk, Solna 1988. s 53-70.
- 115 Bååth, E & Berg, B & Lohm, U & Lundgren, B & Lundkvist, H & Rosswall, T & Söderström, B & Wirén, A: Effects of experimental acidification and liming on soil organisms and decomposition in a Scots pine forest. *Pedobiologia* 20(1980) s 85-100.
- 116 Berg, B: The influence of experimental acidification on needle litter decomposition in a *Picea abies* L. forest. *Scandinavian Journal of Forest Research* 1(1986) s 317-322.
- 117 Berg, B: The influence of experimental acidification on nutrient release and decomposition rates of needle and root litter in the forest floor. *Forest Ecology and Management* 15(1986) s 195-213.
- 118 Linn, D M & Doran, J W: Effects of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and non-tilled soils. *Soil Science Society of America Journal* 48(1984) s 1267-1272.

TABELL 1. Väteöverspänning för olika material vid skilda strömtätheter (2).

Material	Hydrogen overvoltage at		
	$10^{-3} \text{ A cm}^{-2}$ (V)	$10^{-2} \text{ A cm}^{-2}$ (V)	$10^{-1} \text{ A cm}^{-2}$ (V)
Platinized Pt	0.015	0.030	0.04
Bright Pt	0.025	0.07	0.29
Ni ₃ S ₂	—	0.1	0.2
NiS	0.2	0.3	0.4
Fe ₃ C	0.05	0.8	—
Au	0.24	0.39	0.59
Coke	0.27	0.34	0.41
Mo	0.30	0.44	0.57
Ni	0.33	0.42	0.51
Fe	0.40	0.53	0.64
Ag	0.44	0.66	0.76
Graphite	0.47	0.76	0.99
Cu	0.60	0.75	0.82
Zn	0.72	0.75	1.06
Sn	0.85	0.98	0.99
Cd	0.91	1.20	1.25
Pb	0.91	1.24	1.26
Hg	1.04	1.15	1.21

TABELL 2. Försurningsläget nu och i framtiden för Sveriges sjöar. Kolumnen "före kalkning" anger dagsläget om någon aldrig genomförts. Kolumnen "efter kalkning" anger det faktiska dagsläget alltså med kalkningsinsatser inräknade. De fyra sista kolumnerna anger beräknat läge efter nedskärning av svavelnedfallet med 25, 50, 75 och 100%, utan hänsyn tagen till eventuell kalkning (1).

Nutida och framtida försurningsläge i Sveriges sjöar

Antal sjöar	före kalkning	efter kalkning	efter reduktion av nedfallet med			
			-25 %	-50 %	-75 %	-100 %
pH \geq 7,0	4 900	5 000	5 100	5 500	6 200	6 900
pH 6,0-6,9	44 000	45 000	47 000	51 000	54 000	57 000
pH 5,0-5,9	30 000	29 000	27 500	25 000	22 000	19 000
pH \leq 4,9	5 000	4 600	3 500	2 200	1 400	600
fas 1	60 000	61 500	64 000	68 000	71 000	74 000
fas 2	18 000	17 000	15 500	13 000	10 500	8 500
fas 3	4 800	4 500	3 500	2 100	1 300	500
obetydligt försurade	67 000	68 000	72 000	76 000	80 000	83 000
påtagligt försurade	14 000	13 000	10 500	7 000	3 400	0
gravt försurade	2 200	1 850	1 100	350	40	0

Sjöareal (km ²)	före kalkning	efter kalkning	efter reduktion av nedfallet med			
			-25 %	-50 %	-75 %	-100 %
pH \geq 7,0	15 500	15 500	16 000	17 000	18 000	19 000
pH 6,0-6,9	18 500	19 500	19 500	19 000	18 500	18 000
pH 5,0-5,9	4 000	3 200	3 000	2 500	2 000	1 600
pH \leq 4,9	500	300	300	170	100	30
fas 1	34 500	35 500	36 000	37 000	37 500	38 000
fas 2	3 500	2 700	2 500	1 500	1 000	700
fas 3	500	300	300	160	100	30
obetydligt försurad	35 000	36 000	36 500	37 500	38 000	38 500
påtagligt försurad	3 500	2 600	2 200	1 100	350	0
gravt försurad	320	170	120	25	2	0

Sjöareal med kringliggande landområden (km ²)	före kalkning	efter kalkning	efter reduktion av nedfallet med			
			-25 %	-50 %	-75 %	-100 %
pH \geq 7,0	75 000	75 000	80 000	85 000	90 000	95 000
pH 6,0-6,9	270 000	280 000	290 000	305 000	315 000	325 000
pH 5,0-5,9	100 000	90 000	75 000	60 000	45 000	30 000
pH \leq 4,9	8 000	5 000	2 000	< 1 000	< 1 000	< 1 000
fas 1	370 000					435 000
fas 2	75 000					15 000
fas 3	6 000					< 1 000
obetydligt försurad	390 000	400 000	410 000	430 000	445 000	450 000
påtagligt försurad	60 000	45 000	40 000	18 000	3 000	0
gravt försurad	2 000	1 000	< 1 000	< 1 000	< 1 000	0

TABELL 3. De tre gropfrätningstyperna i kopparrör - förutsättningar, orsaker och motåtgärder (78).

Typ	Ledningstyp i vilken gropfrätningen upp-träder	Hårdhetstillstånd hos rören	Korrosionsorsak	Motåtgärd
I	Kallvatten	Glödgade eller halvhårda	Vanligtvis invändig kolfilm i röret	Använd typgodkända rör eller rör med max 0,2 mg kol per dm ² inneryta
II	Varmvatten	Oberoende av tillstånd	Olämplig vatten-sammansättning, dvs pH < 7,4 och $\frac{[\text{HCO}_3^-]}{[\text{SO}_4^{2-}]} < 1$ (halterna anges i mg/l)	Ändring av vatten-sammansättning, dvs pH > 7,4 och $\frac{[\text{HCO}_3^-]}{[\text{SO}_4^{2-}]} > 1$
III	Kallvatten	Oberoende av tillstånd	Inte klarlagd	Ändring av vatten-sammansättning, dvs alkalinitet > 70 mg HCO ₃ /l

TABELL 4. Bedömning av vattens aggressivitet mot betong (26).

Vattentyp	Vattnets sammansättning Karbonathårdhet, tyska grader ¹	Aggressiv kolsyra mg/l	Vattnets an- greppsförmåga
I	> 2,0	< 15	Praktiskt taget ingen
II	> 2,0 2,0-0,2	15-40 < 15	Obetydlig
III	> 2,0 2,0-0,2 < 0,2	40-90 15-40 < 15	Påtaglig
IV	> 2,0 2,0-0,2 < 0,2	> 90 > 40 > 15	Stor

¹ 1 tysk grad = 10 mg CaO per liter vatten.

TABELL 5. Bedömningschema för risken för sura angrepp och saltangrepp på betong i vatten och jord (26).

	Angreppsgrad				
	Ingen	Svag	Måttlig	Stark	Mycket stark
<i>Vatten</i>					
pH	> 6,5	6,5-5,5	5,5-4,5	4,5-4,0	< 4,0
Aggressiv CO ₂ , mg CO ₂ /l	< 15	15-30	30-60	60-100	> 100
Ammonium, mg NH ₄ ⁺ /l	< 15	15-30	30-60	60-100	> 100
Magnesium, mg Mg ²⁺ /l	< 100	100-300	300-1 500	1 500-3 000	> 3 000
Sulfat, mg SO ₄ ²⁻ /l	< 200	200-600	600-3 000	3 000-6 000	> 6 000
<i>Jord</i>					
Surhet enligt Baumann-Gully	< 20	> 20	X	X	X
Sulfat, mg SO ₄ ²⁻ /kg lufttorkad jord	< 2 000	2 000 -6 000	6 000 -12 000	> 12 000	X

Anm: X representerar angreppsgrader, som ej observerats i praktiken.

TABELL 6. Bedömningschema för risken för kemiska angrepp på betong enligt DIN 4030 (27).

	Undersökning	Angriffsgrade		
		svach angreifend	stark angreifend	sehr stark angreifend
1	pH-Wert	6,5 bis 5,5	5,5 bis 4,5	unter 4,5
2	kalklösande Kohlensäure (CO ₂) in mg/l best. mit dem Marmorversuch nach Heyer	15 bis 30	30 bis 60	über 60
3	Ammonium (NH ₄ ⁺) in mg/l	15 bis 30	30 bis 60	über 60
4	Magnesium (Mg ²⁺) in mg/l	100 bis 300	300 bis 1500	über 1500
5	Sulfat ⁴⁾ (SO ₄ ²⁻) in mg/l	200 bis 600	600 bis 3000	über 3000

TABELL 7. Dominerande buffertsystem i jord vid olika pH-värden (34).

pH-område	Buffertsystem	H ⁺ -förbrukande reaktion
Neutralt 6.2 - 8.6	Kolsyra/Karbonat	Upplösning av CaCO ₃
Svagt surt 5.0 - 6.2	Kolsyra/Silikat	Vittring av silikater
Måttligt surt 4.2 - 5.0	Utbytesreaktioner mellan markkolloider och markvätska	Bildning av Al-hydroxokationer vilka ersätter Ca ²⁺ och Mg ²⁺ på markkolloiderna
Starkt surt 3.0 - 4.2	Aluminium	Bildning av Al ³⁺ -joner från polymera Al-föreningar
Starkt surt 3.0 - 4.2	Järn	Bildning av Fe-joner från Fe-oxider

TABELL 8. Antaganden om förändringar av svavel- och kväveutsläpp i Sverige och i övriga Europa fram till 1990 (33).

Antaganden om svavel- och kväveutsläpp år 1990

		Sverige	utlandet
Alternativ (1) (huvudalternativ)	Svavel	till 1950 års nivå	oförändrat
	Kväve	oförändrat	+ 25 %
Alternativ (2)	Svavel	ytterligare - 50 %	som (1)
	Kväve	- 50 %	som (1)
Alternativ (3)	Svavel	som (1)	- 50 %
	Kväve	- 50 %	- 50 %

TABELL 9. Dagsläget avseende markförsurning i slutet av 1970-talet och förväntad situation år 1990 enligt olika alternativ för svavel- och kväveutsläpp

Jordmån	Dagsläget	Förväntad situation år 1990
Akermark	Påtaglig försurning i stora områden, främst till följd av biologisk syra-tillförsel, surgö-rande gödselmedel och otillräcklig kalkning. Det sura nedfallet spelar en förhållandevis liten roll.	Alt 1, 2 och 3: Fortsatt försurning så länge kalkningen inte upp-väger den samlade syratill-förseln.
Podsoljor (främst barr-skogsmark)	Ökat utflöde av syra till grundvatten, sjöar och vattendrag främst i S och V Sverige. Indikationer på förluster av mine-ralnäringsämnen från markens ytskikt	Alt 1 och 2: Efterhand ökat utflöde av syra inom allt större områden. Troligen fortsatta förluster av mineralnäringsämnen. Alt 3: Efterhand minskat utflöde av syra samt minskade förluster av mineral-näringsämnen.
Brunjor (viss löv-skogsmark el-ler f d löv-skogsmark)	Viss försurning i känsliga brunjor, åtminstone vid träd-slagsbyte men sannolikt även p g a surt nedfall	Alt 1 och 2: Fortgående försurning i de känsliga brunjordarna Alt 3: Försurningstakten i de känsliga brunjordarna avtar.

TABELL 10. Klassificering av jordars aggressivitet mot bly i förhållande till deras pH-värde, enligt CCITT (67).

pH	Description	Behaviour with respect to lead
<4 4,0-4,5	extremely acid very acid	very aggressive
4,5-5,0 5,0-6,0	acid slightly acid	slightly aggressive
6,0-6,5	slightly acid	
6,5-7,5 7,5-8,5	neutral slightly alkaline	non-aggressive
>8,5	very alkaline	very aggressive

TABELL 11. Bedömningschema för risken för kemiska angrepp på betong enligt DIN 4030 (27).

	Untersuchung	Angriffsgrade	
		schwach angreifend	stark angreifend
1	Säuregrad nach Baumann-Gully	über 20	—
2	Sulfat *) (SO_4^{2-}) in mg je kg lufttrockenen Bodens	2000 bis 5000	über 5000

TABELL 12. Jordförlagda metallkonstruktioner. Ungefärlig mängd och ungefärligt återanskaffningsvärde i 1984 års penningvärde (74).

Konstruktion	Mängd	Återanskaffningsvärde miljarder kr, ca
1. Vattenledningar (huvud- och distributionsledningar)	39 000 km	100
2. Vattenledningar (servisledningar)	12 500 km	16
3. Telekablar ¹⁾ (blyhölje)	160 000 km osäker längd	5 (lokálnätet) 50 (mellanortsnätet)
4. Naturgasledningar ²⁾ (högtryck, 16-80 bar)	200 km	1
5. Olje- och bensin- cisterner	140 000 st	2
6. Stålpålar (under byggnader)	1,3 milj meter	15 (exkl fastighetsvärde)
7. Kraftledningsstolpars fundament (stålstolpar, högspänning)	41 000 st	10
8. Förankringsstag för kraftledningsstolpar (alla typer)	1,5 milj st	2
9. Vägtrummor	100 000 st	8
	<u>Summa</u>	<u>209 miljarder kronor</u>

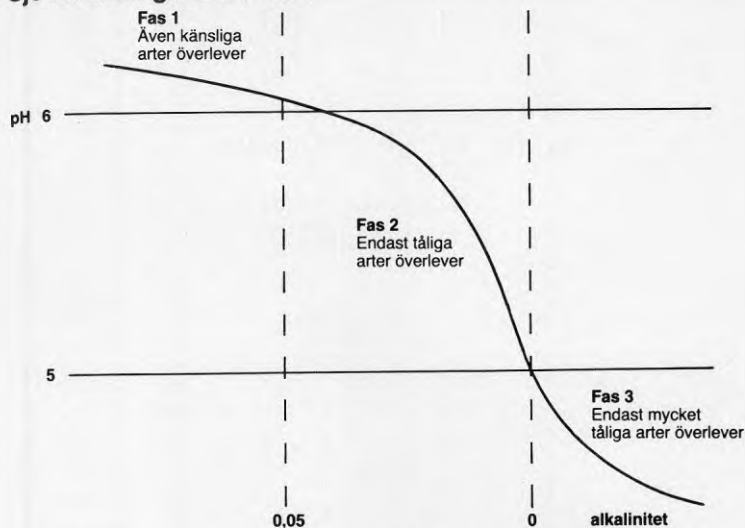
1) Mellanortskabelnätet utgörs till största delen av blykabel medan andelen blykabel i lokalkabelnätet är mindre. Återanskaffningsvärdet för blykablarna i mellanortsnätet bedöms av Televerket vara betydligt högre än för blykablarna i lokálnätet, möjligen 10 ggr högre.

2) Rörledningsnätet för naturgas byggs ut fortlöpande.

Övriga jordförlagda konstruktioner:

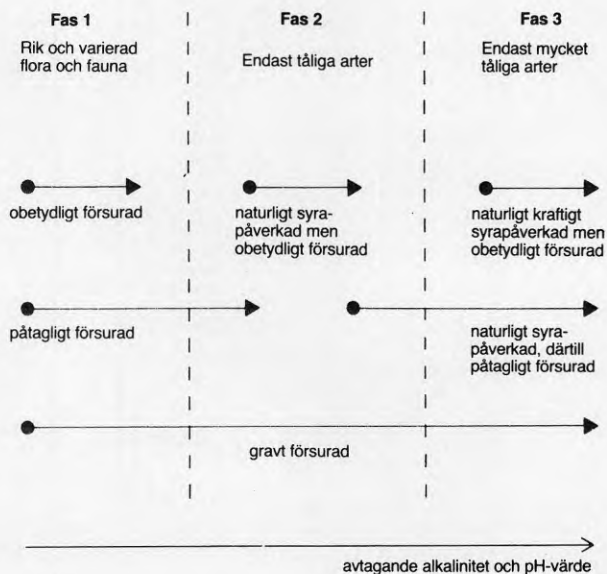
Fjärrvärmeledningar, elkablar (äldre typ) med metallhölje, eljordtag, belysningsstolpars fundament, permanenta stålsponter, avloppsledningar av betong, betongpålar, betongfundament samt avlopps- och vattenledningar av plast.

Sjöförsurningens tre faser

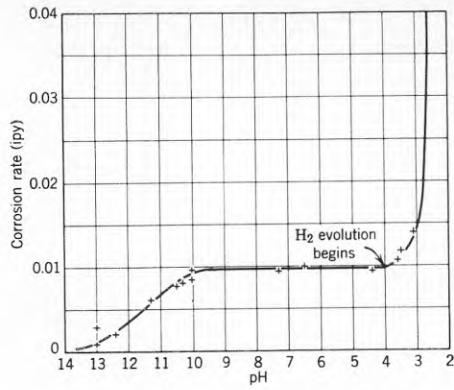


FIGUR 1. Sjöförsurningens tre faser (1).

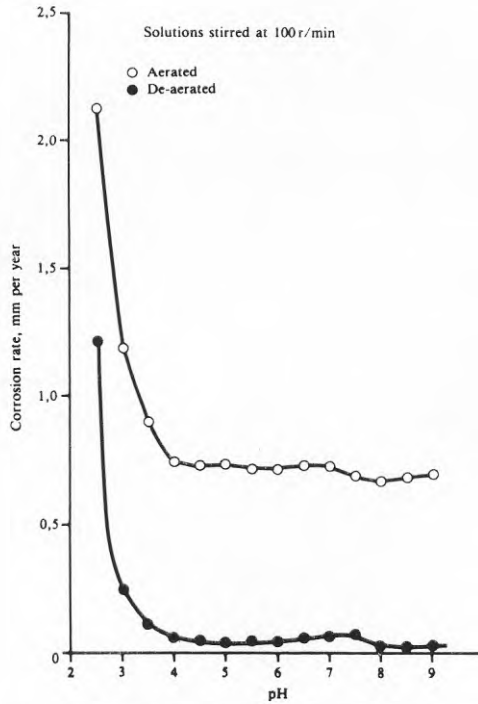
Obetydlig, påtaglig och grav försurning



FIGUR 2. Bedömning av försurningspåverkan av sjöar. En sjös förindustriella tillstånd (kan vara fas 1, fas 2 eller fas 3) är markerat med prickar. Nuläget är markerat med pilspets. Beroende på fasändringen kan försurningspåverkan klassas som obetydlig, påtaglig eller grav (1).

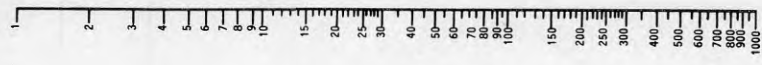


FIGUR 3. Inverkan av pH på korrosionshastigheten hos kolstål i luftat, mjukt vatten vid rumstemperatur (3).



FIGUR 4. Inverkan av pH-värde på korrosionshastigheten hos kolstål i dels luftat vatten och dels i icke luftat vatten (4).

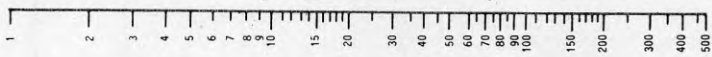
Rad 5
mg/l HCO_3^-



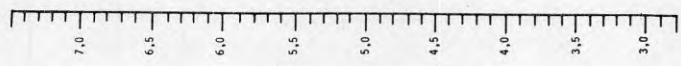
Rad 4
pH_s



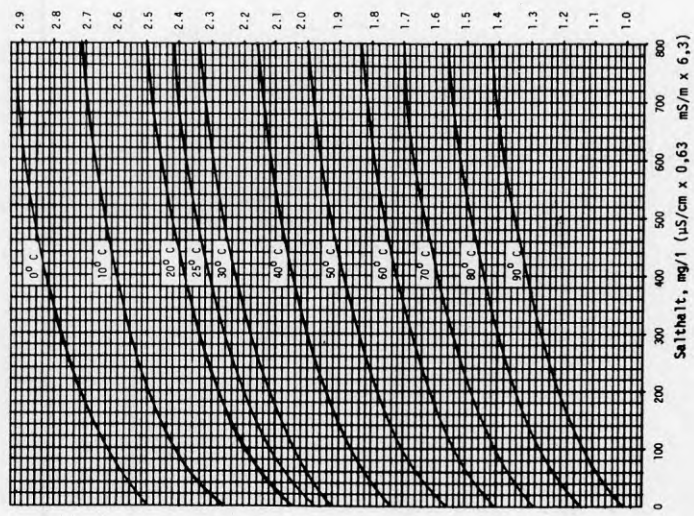
Rad 3
Ca mg/l



Rad 2
Hjälplinje

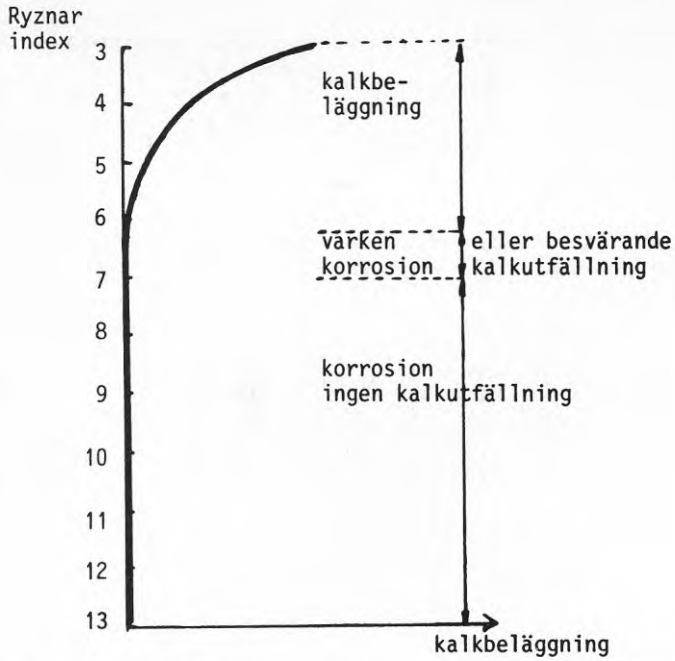


Rad 1

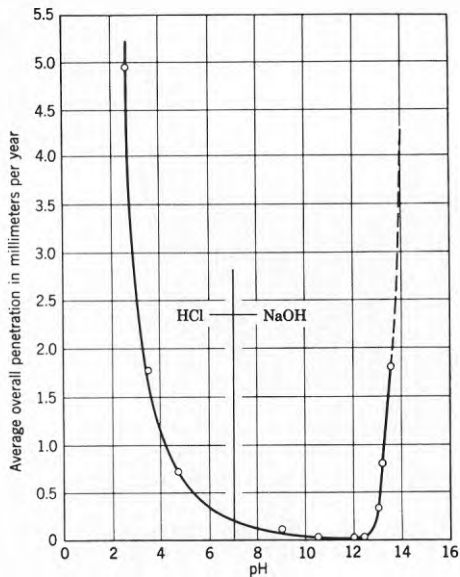


FIGUR 5. Nomogram enligt Hoover för bestämning av mättnads-pH enligt Langeliers formel.

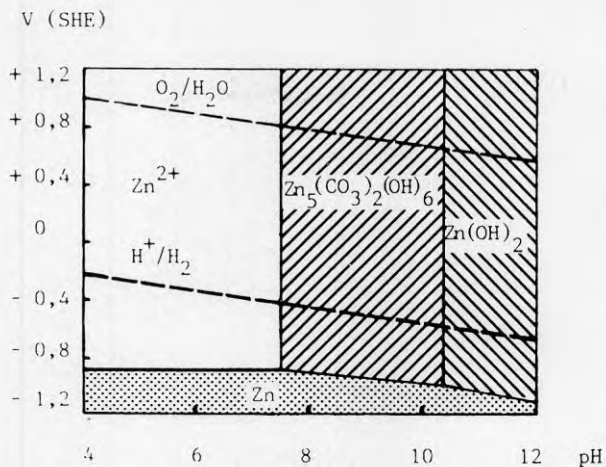
- Användning av nomogrammet
1. Gå lodrätt från salthalt till aktuell temperatur
 2. Gå vördrätt till Rad 1
 3. Drag en rak linje från värdet i Rad 1 till Ca-halt i Rad 3
 4. Notera värdet på hjälplinjen Rad 2
 5. Drag en linje från denna punkt på Rad 2 till HCO_3^- -halt i Rad 5
 6. Skärning med Rad 4 anger pH_s
- Mättnadsindex
 är skillnaden mellan aktuellt pH och mättnads-pH_s (pH_s)
 positivt värde = kalkfällande vatten
 negativt värde = korrosivt vatten



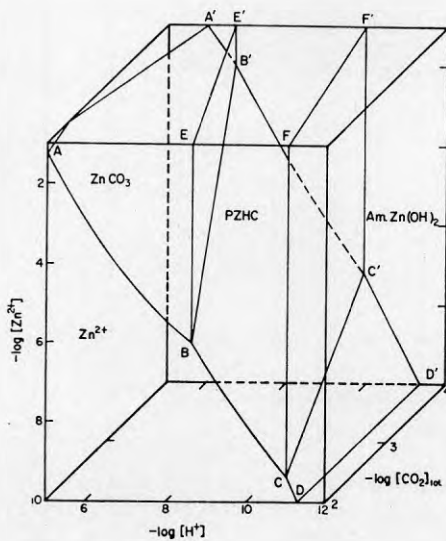
FIGUR 6. Empiriskt funnet samband mellan Ryznar index och kalkutfällning alternativ korrosion.



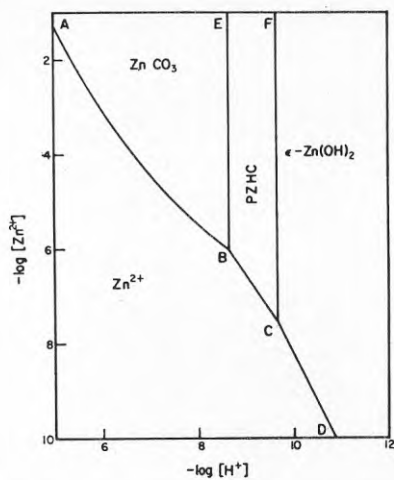
FIGUR 7. Inverkan av pH på korrosions hastigheten hos zink i luftat, destillerat vatten surgjort med HCl och alkaliserat med NaOH vid 30°C (9).



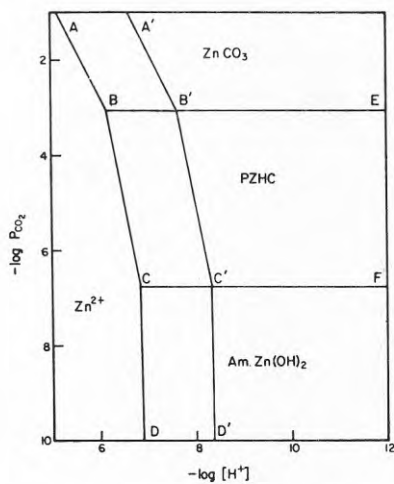
FIGUR 8. Potential-pH diagram för zink vid 25°C. Halten oorganiskt kol är 50 mg/l beräknat som $CaCO_3$ (12).



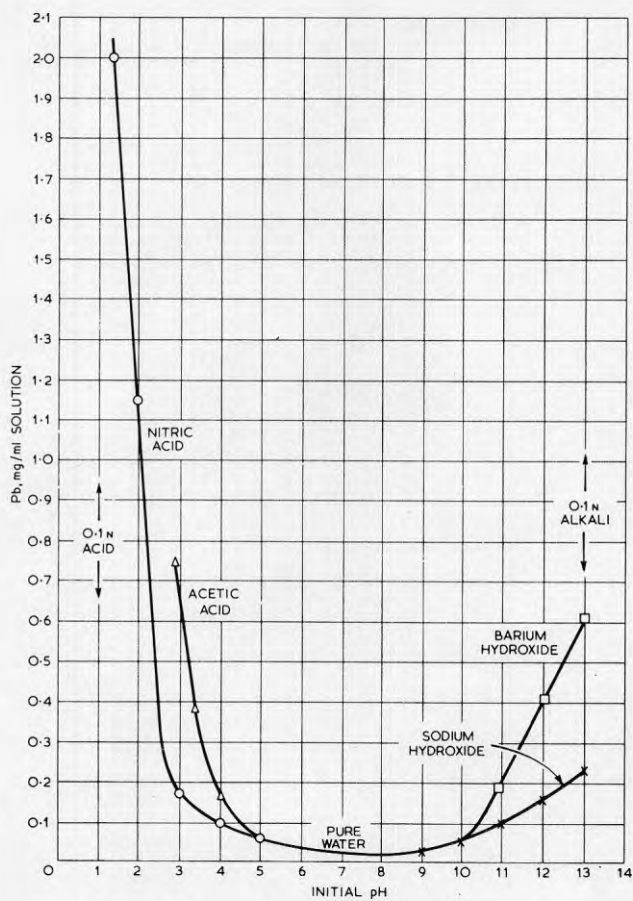
FIGUR 9. Tredimensionellt stabilitetsdiagram för zink vid jonstyrka $I = 0,2$ och 25°C (15).



FIGUR 10. Stabilitetsdiagram för zink vid jonstyrka $I = 0,2$ och $25^\circ C$. Total karbonathalt = $0,01 M$ (15).

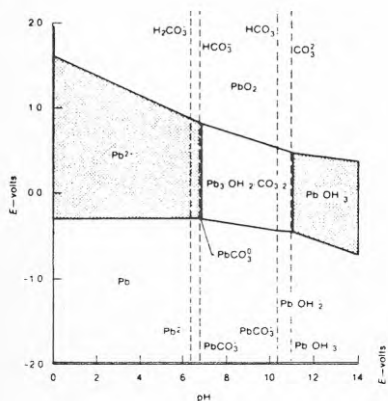


FIGUR 11. Stabilitetsdiagram för zink vid jonstyrka $I = 0,2$ och $25^\circ C$. Karbonathalten är uttryckt som partialtrycket för koldioxid. Zn^{2+} -halten är längs linjen ABCD $0,1$ och längs linjen A'B'C'D' $10^{-4} M$ (15).

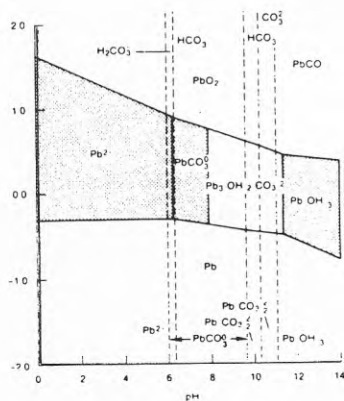


FIGUR 12. Inverkan av pH på korrosionshastigheten hos bly i olika sura och alkaliska lösningar (22).

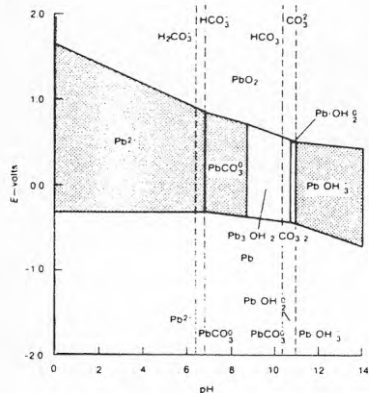
a)



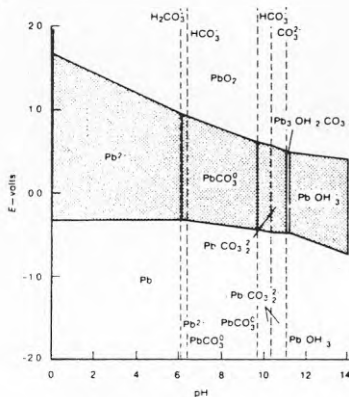
b)



c)



d)



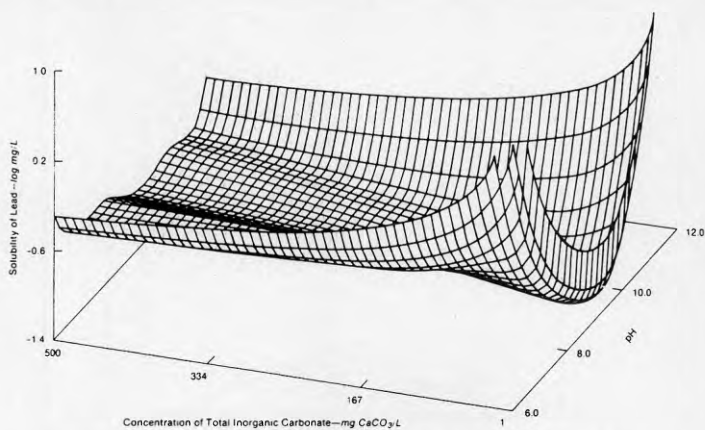
FIGUR 13. Potential-pH diagram för bly vid jonstyrka $I = 0$ vid 25°C (23).

a) Totala karbonathalt(karbonat) = 20 mg/l som CaCO_3 . Lösta Pb(II) föreningar (bly) = 0,21 mg/l

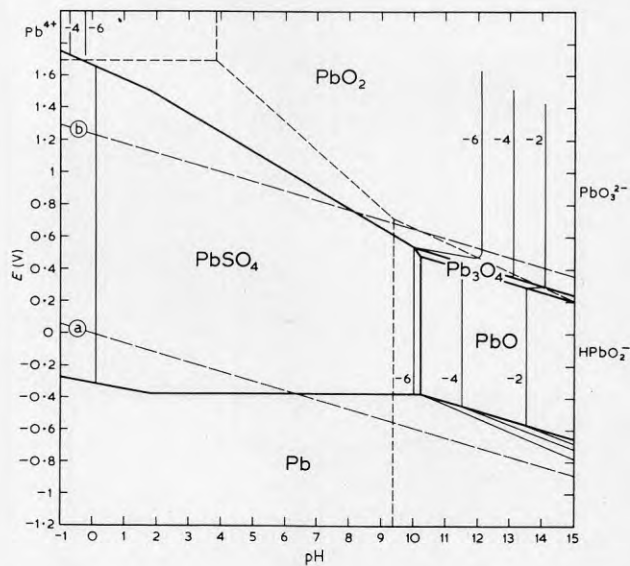
b) Karbonat = 200 mg/l
Bly = 0,21 mg/l

c) Karbonat = 20 mg/l
Bly = 0,05 mg/l

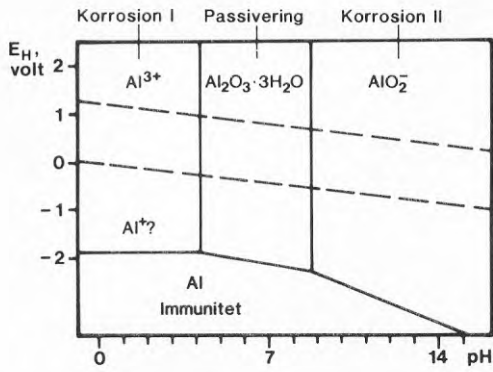
d) Karbonat = 200 mg/l
Bly = 0,05 mg/l



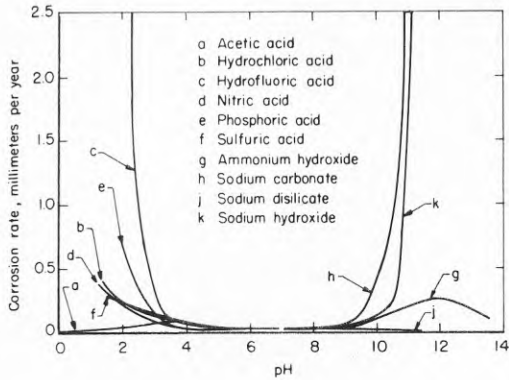
FIGUR 14. Lösligheten för bly som funktionen av totala karbonat-halten och pH för jonstyrka $I = 0,005 \text{ mol/l}$ och 25°C (24).



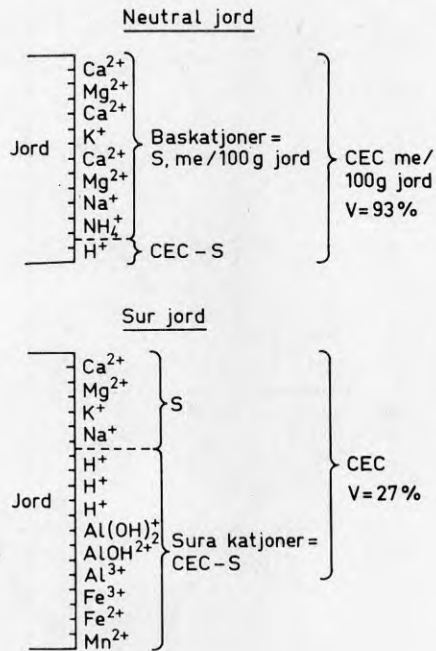
FIGUR 15. Potential-pH diagram för bly i sulfatlösning vid 25°C . Totala sulfataktiviteten = 1 mol/l (25).



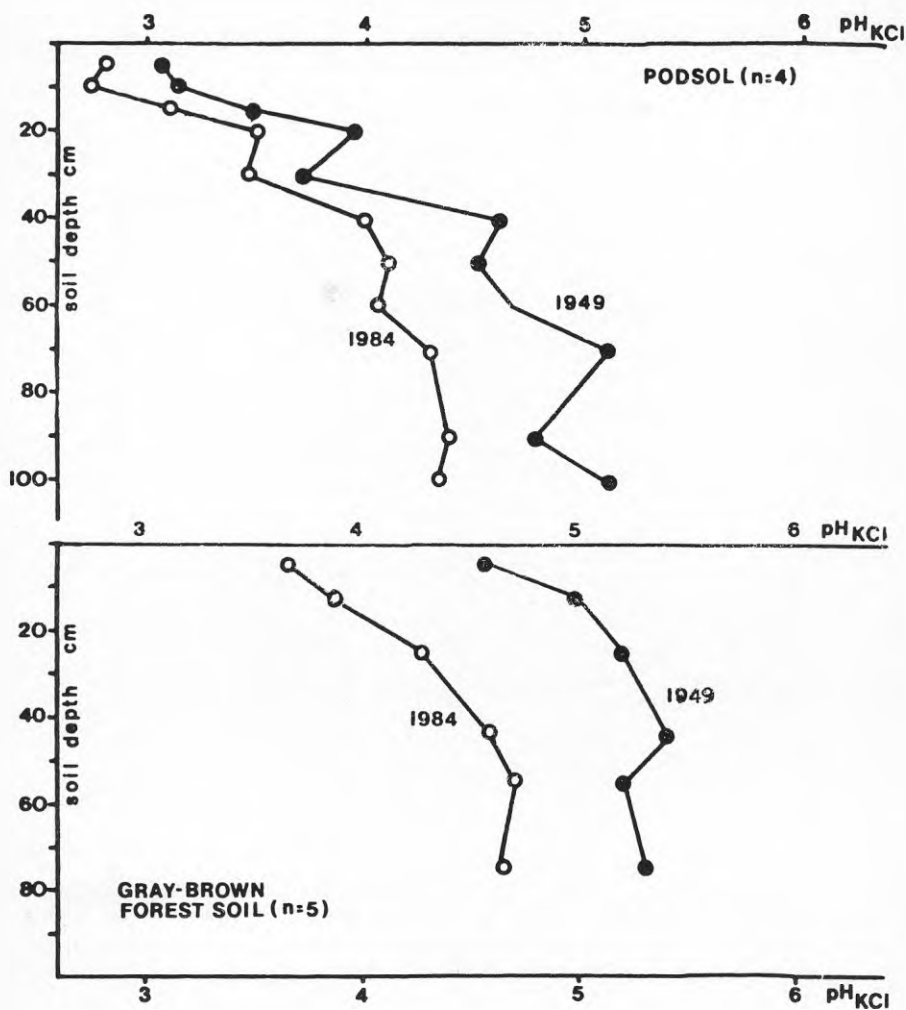
FIGUR 16. Potential-pH diagram för aluminium i systemet Al - H₂O vid 25°C. Löst aluminiumhalt 10⁻⁶ M (19).



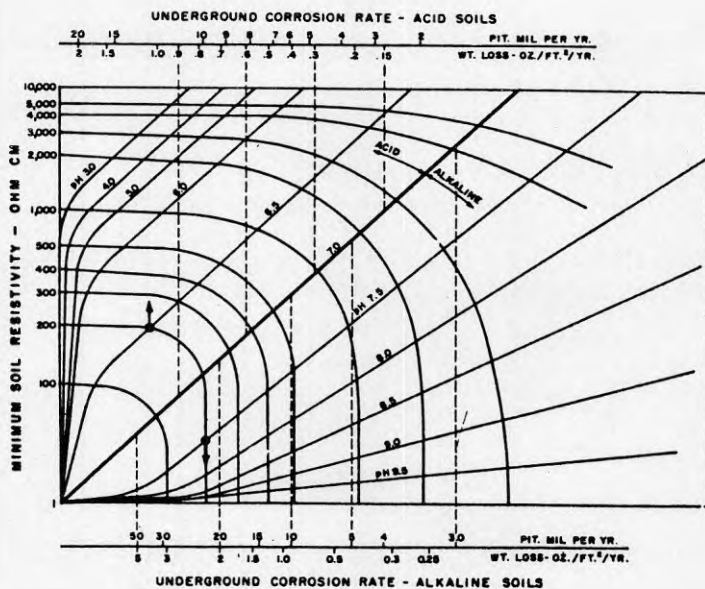
FIGUR 17. Inverkan av pH på korrosionshastigheten hos aluminium i olika sura och alkaliska lösningar (20).



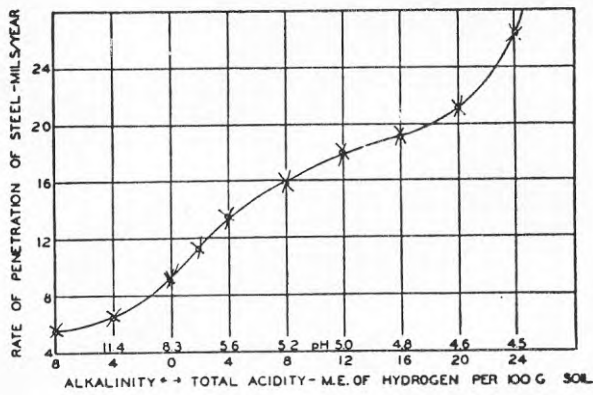
FIGUR 18. Utbytbara (=adsorberade) katjoner i neutral och sur jord. S = summa utbytbara baskatjoner. CEC = katjonsutbyteskapacitet. V = basmättnadsgrad (35).



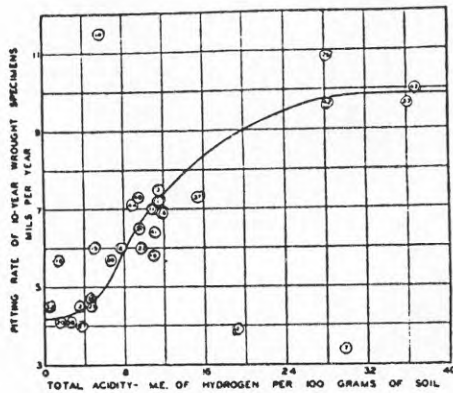
FIGUR 19. pH förändringar i jord för olika jordmåner mellan 1949 och 1984 i skogsmark i södra Sverige (36).



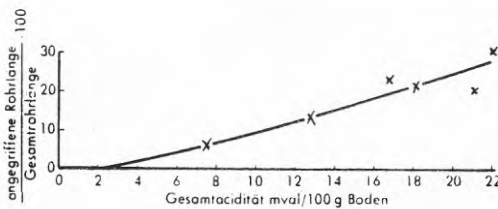
FIGUR 20. Förväntade korrosionshastigheter med hänsyn till uppmätta pH- och resistivitetsvärden.(48)



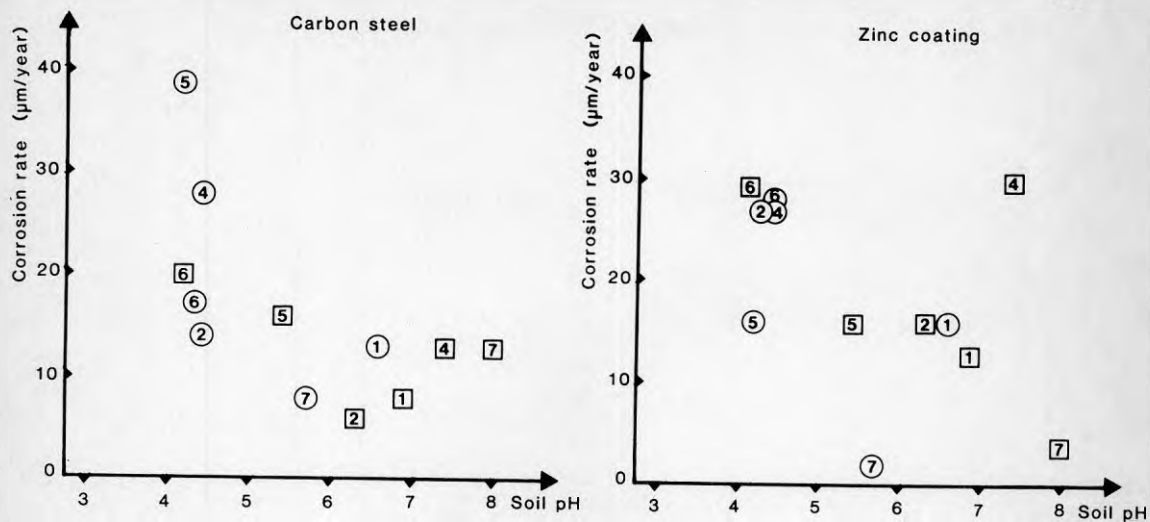
FIGUR 21 Förhållandet mellan totalaciditeten och korrosionshastigheten på stål i syntetisk jord. Denison & Hobbs (52).



FIGUR 22 Förhållandet mellan totalaciditeten och gropfrätningshastigheten. Provernas exponeringstid var 10 år. Denison & Hobbs (52).



FIGUR 23. Förhållandet mellan totalaciditeten och korrosionshastigheten uttryckt som andel angripen rörlängd i förhållande till total rörlängd. Steinrath (45).



○ : above GW-table

□ : below GW-table

1 : Enköping (clay)

4 : Gothenburg (muddy clay)

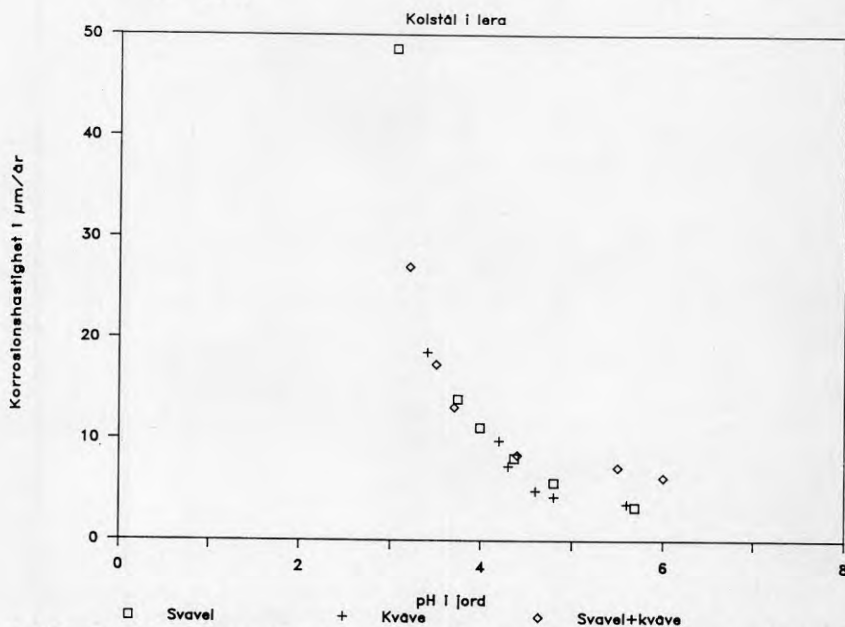
6 : Laxå (peat)

2 : Sollentuna (clay)

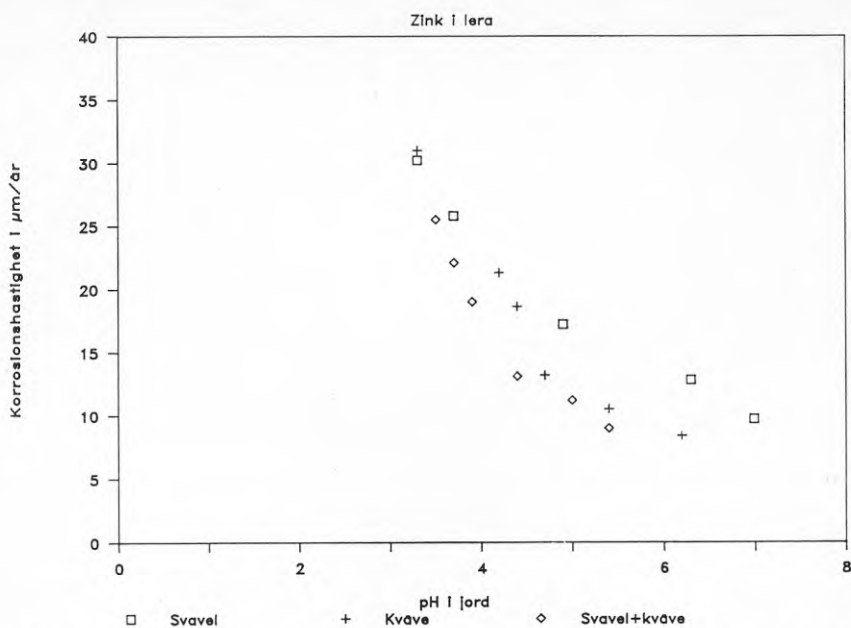
5 : Stockholm (muddy clay)

7 : Linköping (sand)

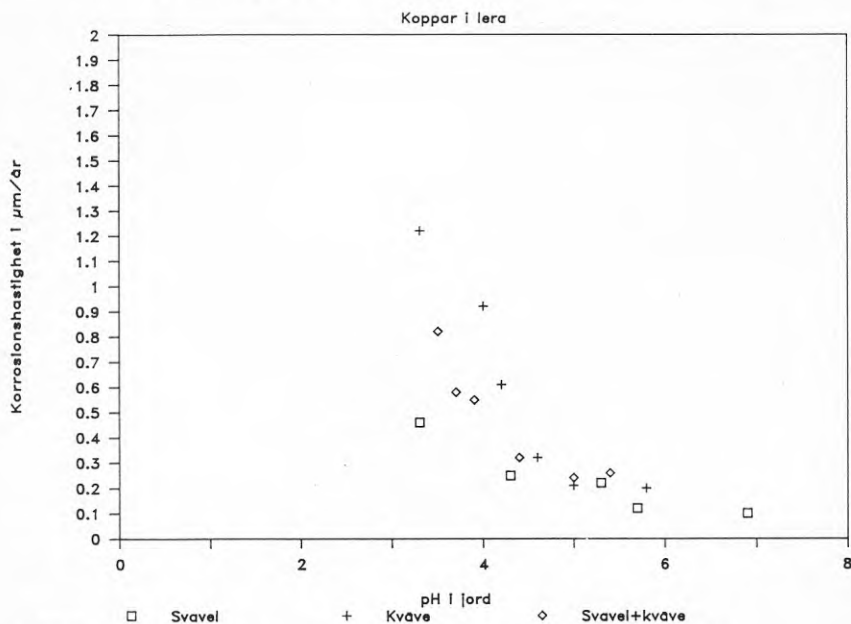
FIGUR 24. Inverkan av pH (H_2O) på korrosionshastigheten hos kolstål och zinkbeläggning. 3-års fältexponering vid olika provningsplatser (57).



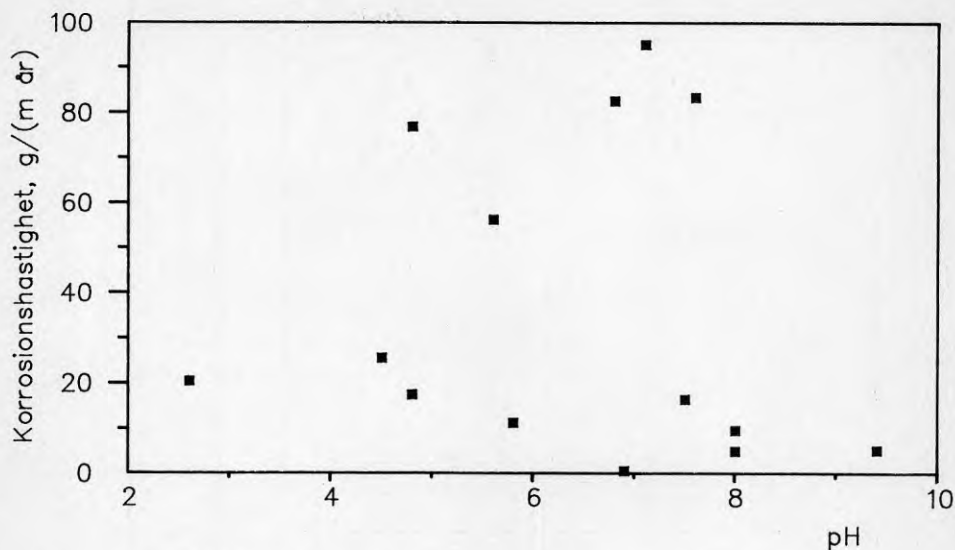
FIGUR 25. Inverkan av pH (H_2O) på korrosionshastigheten hos kolstål vid laboratorieundersökning i artificiellt försurad, vattenmättad jord (59, 104).



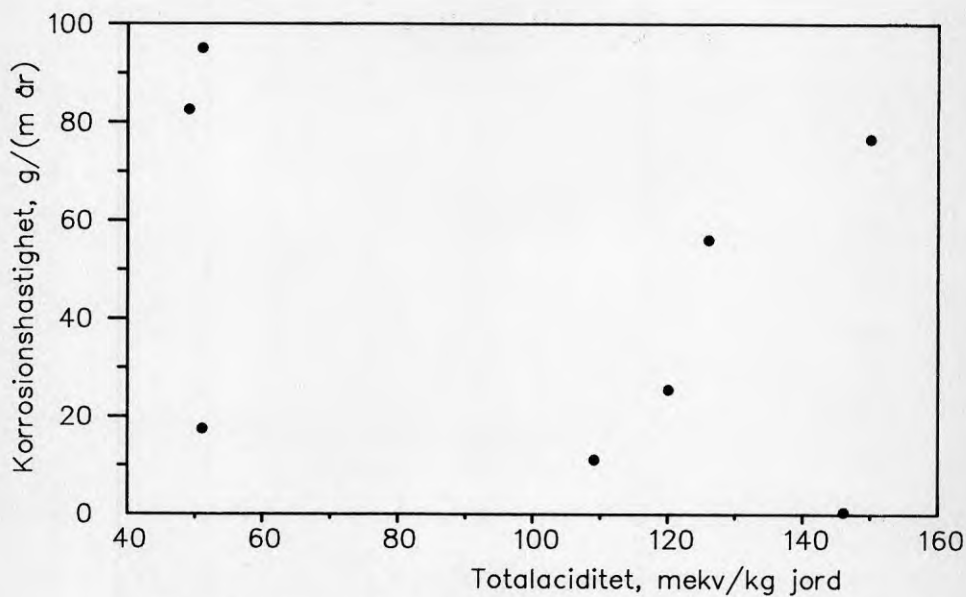
FIGUR 26. Inverkan av pH (H_2O) på korrosionshastigheten hos zink vid laboratorieundersökning i artificiellt försurad, vattenmättad jord (59, 104).



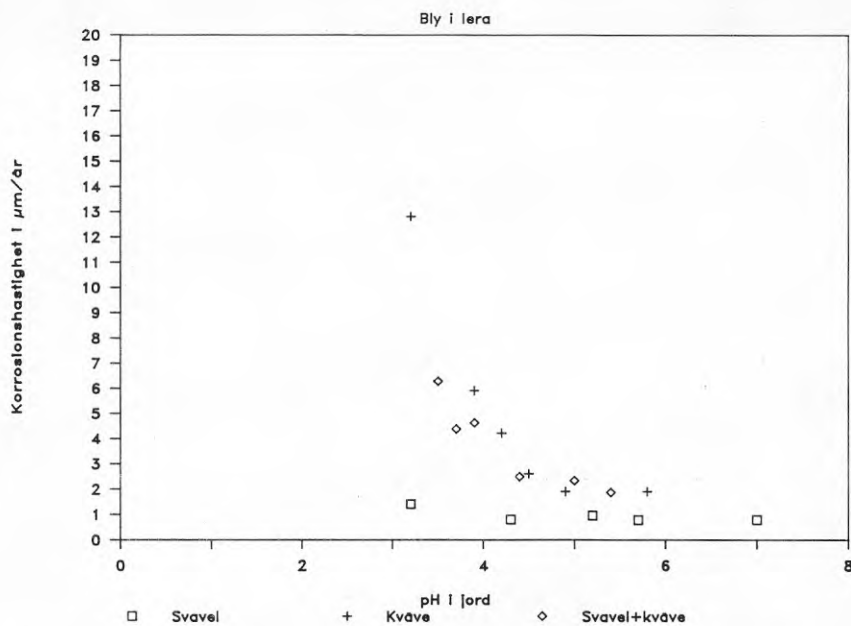
FIGUR 27. Inverkan av pH (H_2O) på korrosionshastigheten hos koppar vid laboratorieundersökning i artificiellt försurad, vattenmättad jord (59, 104).



FIGUR 28. Korrosionen hos rent bly vid olika pH-värden i jord. Provnings-tid 11,2 år (64).



FIGUR 29. Korrosionen hos rent bly vid olika totalaciditet i jord. Provnings-tid 11,2 år. I diagrammet är en mätpunkt inte inlagd: (2974 mekv/kg, 20,4 g/(m år)) (64).



FIGUR 30. Inverkan av $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ på korrosionshastigheten hos bly vid laboratorieundersökning i artificiellt försurad, vattenmättad jord (59, 104).

