



Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique

PICLORAME

Piclorame ($C_6H_3Cl_3N_2O_2$; CAS 1918-02-1) est le nom commun de l'acide 4-amino-3,5,6-trichloropicolinique (UICPA), une poudre blanche ayant une odeur semblable à celle du chlore. Les sels d'amine et de potassium du piclorame sont solubles dans l'eau et constituent la matière active de plusieurs herbicides. À l'heure actuelle, trois produits Tordon sont homologués au Canada : Tordon 22K, Tordon 101 et Tordon 202C (Agriculture et Agro-alimentaire Canada, 1997). Tordon 22K contient $240 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ de piclorame sous forme d'esters isooclyliques ou du sel de potassium liquides. Tordon 22K renferme également des mouillants de types esters de glycol et de sorbitol ainsi que de l'alcool et de l'eau. Les sels organiques du piclorame (la triisopropanolamine et la triéthylamine) et l'ester isooclylique sont utilisés en combinaison avec d'autres herbicides. Tordon 101 est un mélange de 10,2 % de piclorame et de 39,6 % de 2,4-D, tous deux sous forme de sels de triisopropanolamine. Ce mélange contient également un séquestrant dérivé du glycol et un mouillant glycolique ainsi que de l'alcool et de l'eau. Tordon 202C renferme $200 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ de 2,4-D et $12 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ de piclorame. Au Canada, l'utilisation de toutes les présentations granulaires du piclorame destinées à l'application au sol a cessé en raison des inquiétudes suscitées par la contamination des eaux souterraines.

Au Canada, le piclorame est surtout utilisé comme herbicide à large spectre dans la lutte contre les dicotylédones ligneuses et herbacées (c.-à-d., chardon des champs, trèfle, herbe à poux, pissenlit, verge d'or, bardane, vergerette et vesce sauvage) le long des emprises. Les herbicides à base de piclorame peuvent être appliqués à l'aide de matériel d'épandage aérien ou au sol. Les bouillies pour pulvérisation foliaire sont ordinairement appliquées pendant les périodes de croissance active. Les bouillies peuvent également être appliquées sur l'écorce des arbres.

Du piclorame peut être libéré dans l'atmosphère par suite de la dérive des brouillards de pulvérisation et de la vaporisation du produit après son épandage. Plusieurs cas de dommages causés à des plantes non visées sous l'effet de la dérive de brouillards de pulvérisation de piclorame ont été signalés. Par exemple, le CNRC (1974) a décrit un incident où des arbres poussant à 50 mètres d'une zone traitée ont été détruits par la dérive d'un brouillard de pulvérisation de piclorame.

Le piclorame est rapidement absorbé par les racines des plantes et, dans une moindre mesure, par leur feuillage. Le piclorame non absorbé peut être entraîné vers le bas ou se déplacer latéralement dans le sol en raison de sa grande solubilité et de son faible degré d'adsorption dans certains sols. Le principal facteur régissant le degré d'adsorption du piclorame est la teneur du sol en matières organiques (Grover, 1977). Le degré d'adsorption est généralement élevé dans les sols acides et beaucoup plus faible dans les sols neutres ou alcalins. La forme sous laquelle se présente le piclorame peut également avoir une incidence sur sa migration.

La dégradation microbienne est le principal mécanisme de décomposition du piclorame dans le sol (Mullison, 1985). La vitesse de dégradation du piclorame dans le sol est inversement proportionnelle à la concentration du produit; à mesure que la concentration de piclorame augmente, la vitesse de dégradation diminue (Mullison, 1985). En Alberta et en Saskatchewan, les vitesses de demi-ordre pour la dégradation du piclorame dans le sol se chiffraient à 5,3 et à $2,9 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}$ par mois, respectivement, et étaient liées à la température (Hamaker et coll., 1967; CNRC, 1974). On a par ailleurs mesuré des taux de dégradation de 4 % en 15 jours pour des micro-organismes racinaires (Meikle et coll., 1966) et de 0,24 à 1,21 % en 83 jours pour différents types de bactéries et de champignons exposés à $1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Youngson et coll., 1967). La photolyse constitue une autre voie de dégradation du piclorame à la surface des plantes et des sols ou dans l'eau. La photolyse de la molécule de piclorame est plus lente et plus variable à la lumière naturelle que sous le rayonnement UV utilisé dans les études de laboratoire (Bovey et coll., 1970; Norris et

Tableau 1. Recommandations pour la qualité des eaux établies pour le piclorame aux fins de la protection de la vie aquatique (CCME, 1990).

Vie aquatique	Recommandation ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
Dulcicole	29*
Marine	Néant†

* Recommandation provisoire.

† Aucune recommandation n'a été établie.

Moore, 1970; Bovey et Scifres, 1971; Mosier et Guenzi, 1973). Par exemple, 60 % du piclorame étalé sur une surface de verre ont été dégradés par le rayonnement UV ($155 \mu\text{W}\cdot\text{cm}^{-2}$ en 48 heures), tandis que seulement 35 % ont été dégradés dans le même laps de temps par la lumière naturelle (Merkle et coll., 1967). La volatilisation ne devrait pas constituer un mécanisme majeur d'élimination du piclorame présent dans le sol en raison de la faible tension de vapeur de ce produit et de ses diverses préparations.

Du piclorame a été décelé dans des échantillons d'eau superficielle et souterraine prélevés dans les 100 mètres d'emprises de lignes de transport après des opérations d'épandage aérien et au sol (Wilson et Wan, 1975; Varfalvy et Seguin, 1987). Les concentrations mesurées dans les échantillons recueillis se situaient entre une valeur inférieure au seuil de détection et $181 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Une concentration maximale de $104 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ a été enregistrée pour des échantillons d'eau souterraine prélevés juste à côté des emprises traitées (Varfalvy et Seguin, 1987).

La vitesse d'hydrolyse de l'acide est très faible, >90 % du piclorame initial demeurant non hydrolysés après 70 jours à 45 °C. Dans ces conditions, la demi-vie serait d'environ 2 ans (Mullison, 1985).

Les études en laboratoire montrent que la photolyse est le principal mécanisme de dégradation du piclorame dans l'eau (Hall et coll., 1968; Haas et coll., 1971; Mosier et Guenzi, 1973; Ghassemi et coll., 1981). Dans les zones de grand ensoleillement, le piclorame se décompose rapidement dans l'eau distillée, sa demi-vie se situant entre 6 et 8 jours. Sauf dans le cas des concentrations les plus élevées (p. ex., $2500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), le piclorame se décomposait à 90 % après une exposition de 30 jours (Hedlund et Youngson, 1972). La photolyse du piclorame dans l'eau est proportionnelle à l'intensité lumineuse et à la profondeur de la solution, mais indépendante de la concentration initiale (Hedlund et Youngson, 1972).

L'hydrolyse du piclorame est négligeable. On a en effet observé que ce produit demeurait stable jusqu'à 15 mois dans les eaux souterraines à 10 °C et à 25 °C (Weidner, 1974) ainsi que dans les solutions témoins conservées dans l'obscurité au cours d'expériences de photolyse (Hedlund et Youngson, 1972).

La volatilisation ne devrait pas constituer un mécanisme majeur d'élimination du piclorame présent dans l'eau en raison de la faible tension de vapeur de ce produit et de ses diverses préparations (CNRC, 1974).

Élaboration des recommandations pour la qualité des eaux

La recommandation canadienne provisoire pour la qualité des eaux établie pour le piclorame aux fins de la protection de la vie dulcicole a été élaborée selon une version modifiée du protocole du CCME (CCME, 1991).

Vie dulcicole

La base de données sur la toxicité du piclorame pour les vertébrés aquatiques porte sur 17 espèces de poissons et comprend les résultats de 240 tests de toxicité aiguë et de 6 études de toxicité chronique.

L'ester isooctylique du piclorame est la formulation la plus toxique pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) ($\text{CL}_{50-96 \text{ h}} = 4,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) (Johnson et Finley, 1980). Les valeurs de toxicité de l'acide carboxylique et de l'ester isooctylique sont comparables ($\text{CL}_{50-96 \text{ h}}$ de 14 à $32 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ en équivalent acide [EA] et $10,4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ EA, respectivement) pour le cyprin doré (*Carassius auratus*) (Kenaga, 1969). Les $\text{CL}_{50-96 \text{ h}}$ enregistrées par Mayer et Ellersieck (1986) varient de $3,9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (*Salmo clarki*) à $23,3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (*Lepomis macrochirus*).

Une $\text{CL}_{50-192 \text{ h}}$ de $14 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ et une DSENO de $6,9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ont été mesurées chez *Salmo gairdneri*. Des tests de toxicité effectués sur les mêmes espèces aux

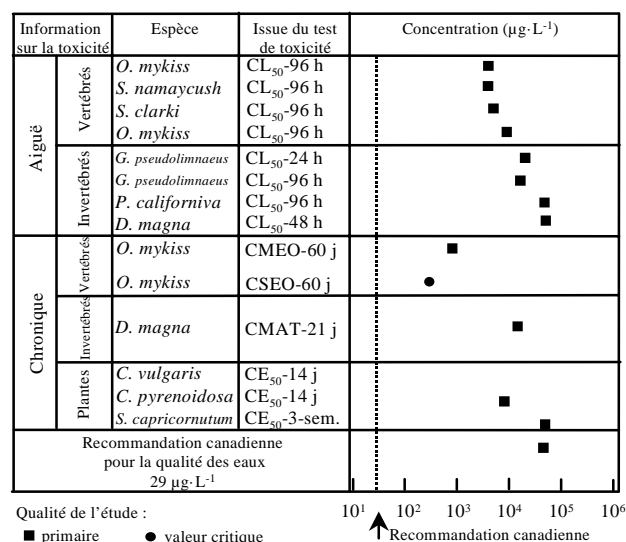


Figure 1. Données choisies sur la toxicité du piclorame pour les organismes d'eau douce.

stades embryo-larvaires pendant environ 70 jours ont produit une DSENO de 0,55 mg·L⁻¹ et une CMATE de 0,70 mg·L⁻¹ (Mayes et coll., 1987).

Woodward (1979) a simulé les effets d'une exposition pulsée sur un stade précoce (post-éclosion de 3 jours) de la truite fardée (*S. clarki*) à l'aide de piclorame de qualité technique (90 % m.a.). L'exposition au piclorame s'est terminée le 24^e jour, mais les observations se sont poursuivies jusqu'au jour 60. La plus faible concentration utilisée dans un régime d'exposition ayant eu des effets néfastes sur les poissons étudiés était de 0,790 mg·L⁻¹. Dans le régime d'exposition utilisant une concentration de 0,290 mg·L⁻¹, aucune différence importante n'a été observée entre les alevins, le frai et les témoins pour ce qui est du développement, de la croissance et de la survie.

La banque de données sur la toxicité pour les invertébrés comprend les résultats de 18 tests de toxicité aiguë portant sur six espèces issues de six familles différentes et d'un test de toxicité chronique de 21 jours.

Chez les invertébrés, les CL₅₀-24 h varient de 20 mg·L⁻¹ (*Gammarus pseudolimnaeus*) à 140 mg·L⁻¹ pour une formulation de piclorame de >90 % m.a. (Mayer et Ellersieck, 1986). Les CL₅₀-48 h du piclorame (>90 % m.a.) sous forme acide se situent entre 50,7 et 76 mg·L⁻¹ (*Daphnia magna*) (Mayes et Dill, 1984; Mayer et Ellersieck, 1986). Les CL₅₀-96 h varient de 16,5 mg·L⁻¹ (*G. pseudolimnaeus*) de piclorame (Mayer et Ellersieck, 1986) à 48 mg·L⁻¹ (*P. californica*) de piclorame sous forme acide (Johnson et Finley, 1980). Une exposition de 21 jours à la forme acide du produit (93,8% m.a.) a permis d'établir une CMATE de 14,6 mg·L⁻¹ pour *D. magna* (Gersich et coll., 1985). À l'aide des préparations à base du sel de potassium, on a obtenu avec une plus faible teneur en piclorame des valeurs létales médianes plus élevées.

La banque de données sur la toxicité pour les plantes aquatiques comprend les résultats de tests de toxicité aiguë et chronique réalisés sur trois algues vertes communes : *Selenastrum capricornutum* et deux espèces de *Chlorella*.

Une CE₅₀-24 h (dégagement d'oxygène) de 115 mg·L⁻¹ a été calculée pour *S. capricornutum* (Turbak et coll. 1986). Des doses de piclorame atteignant 240 mg·L⁻¹ n'ont pas eu d'effet sur la croissance (évaluée par dénombrement cellulaire et mesure de la densité optique) et la photosynthèse (vitesse de fixation du carbone) de diverses espèces d'algues dulçaquicoles et marines (non identifiées) (CNRC, 1974).

Kratkey et Warren (1971) ont observé une inhibition de <50 % de la croissance cellulaire de *Chlorella* après une exposition de 18 à 36 heures à des concentrations en piclorame de 1 ou de 10 mg·L⁻¹. On a évalué la sensibilité des algues au piclorame à l'aide d'une méthode de diffusion en gélose sur disque de papier. Le test a montré qu'à une concentration de 1000 mg·L⁻¹, la croissance de *Chlorella* n'était pas inhibée dans la partie du milieu gélosé située à l'extérieur du diamètre du disque de papier contenant le piclorame (Thomas et coll., 1973).

Les données enregistrées sur la toxicité chronique du piclorame pour les algues correspondent à des expositions de 10 à 14 jours de *Chlorella vulgaris* et *Chlorella pyrenoidosa* à la forme acide et au dérivé décarboxylé du produit mesurées au moyen d'un système d'analyse sur microplaques (Baarschers et coll., 1988). À l'aide de cette méthode, on a chiffré les CE₅₀ (croissance) du piclorame à >160 mg·L⁻¹ pour les deux espèces. Le piclorame décarboxylé s'est révélé plus toxique, les CE₅₀ s'établissant à 8 et à 49 mg·L⁻¹ pour les deux espèces, respectivement. On a évalué à 44,8 mg·L⁻¹ la CE₅₀ (réduction de la biomasse cellulaire) de Tordon 22K en exposant *S. capricornutum* au produit pendant 2 à 3 semaines (Turbak et coll., 1986).

Après avoir fait subir à cinq espèces de macrophytes aquatiques une exposition de 17 jours à 10 mg·L⁻¹ de piclorame dans des conditions de serre (21 à 27 °C), on n'a observé que chez une seule espèce (*Lysimachia nummularia*) une réaction négative se traduisant par des lésions importantes (50 %). Dans une étude sur le terrain portant sur la contamination par le piclorame, on n'a décelé aucun endommagement manifeste des lits de macrophytes aquatiques adjacents à un lieu d'échantillonnage de l'eau de surface où une concentration de 1,15 mg·L⁻¹ de piclorame a été mesurée (Waite et coll., 1986).

La recommandation provisoire pour la qualité des eaux établie pour le piclorame aux fins de la protection de la vie dulcicole est de 29 µg·L⁻¹. On a déduit cette valeur en multipliant par un facteur de sécurité de 0,1 (CCME, 1991) la CSEO de 290 µg·L⁻¹ (Woodward, 1979). Cette recommandation reçoit un statut provisoire en raison du manque de données sur la toxicité chronique pour les invertébrés et les plantes.

Références

Agriculture et Agro-alimentaire Canada 1997. Renseignements et informations sur les produits antiparasitaires. Base de données RIPPA, (disque CCINFO). Produite par Agriculture et Agro-alimentaire

- Canada et distribué par le Centre canadien d'hygiène et de sécurité au travail. CD-ROM.
- Baarschers, W.H., J.G. Donnelly et H.S. Heitland. 1988. Microbial toxicity of triclopyr and related herbicides. *Toxic. Assess.* 3:127-136.
- Bovey, R.W. et C.J. Scifres. 1971. Residual characteristics of picloram in grassland ecosystems. *Tex. Agric. Exp. Stn. Bull.* B-1111:24.
- Bovey, R.W., M.L. Ketchersid et M.G. Merkle. 1970. Comparison of salt and ester formulations of picloram. *Weed Sci.* 18:447-451.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1990. Annexe VI — Recommandations pour la qualité des eaux au Canada : mise à jour (mars 1990), piclorame, métribuzine et cyanazine, dans *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement. 1987. Préparée par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux.
- . 1991. Annexe IX — Méthode d'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau en vue de la protection de la vie aquatique (avril 1991), dans *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement. 1987. Préparée par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux. [Mise à jour et reprise avec de légères modifications de fond et d'autres au niveau de la forme dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, chapitre 4, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]
- CNRC (Centre national de recherches Canada). 1974. Piclorame: Les effets de son utilisation comme herbicide sur l'état de l'environnement. CNRC Publ. No. 13684. CNRC, Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement.
- Gersich, F.M., D.L. Hopkins et D.P. Milazzo. 1985. Acute and chronic toxicity of technical picloram (4-amino-3,5,6-trichloropicolinic acid) to *Daphnia magna* Straus. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 35:121-126.
- Ghassemi, M., L. Fargo, P. Painter, S. Quinlivan, R. Scofield et A. Takata. 1981. Environmental fates and impacts of major forest use pesticides. EPA contract no. 68-02-3174. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Grover, R. 1977. Mobility of dicamba, picloram, and 2,4,-D in soil columns. *Weed Sci.* 25(2):159-162.
- Haas, R.H., C.J. Scifres, M.G. Merkle, R.R. Hahn et G.O. Hoffman. 1971. Occurrence and persistence of picloram in grassland water sources. *Weed Res.* 11:54-62.
- Hall, R.C., C.S. Giam et M.G. Merkle. 1968. The photolytic degradation of picloram. *Weed Res.* 8:292-297.
- Hamaker, J.W., C.R. Youngson et C.A.I. Goring. 1967. Prediction of the persistence and activity of Tordon® herbicide in soils under field conditions. *Down Earth* 23:30-36.
- Hedlund, R.T. et C.R. Youngson. 1972. The rates of photodecomposition of picloram in aqueous systems. *Adv. Chem. Ser.* 111:159-172.
- Johnson, W.W. et M.T. Finley. 1980. Handbook of acute toxicity of chemicals to fish and aquatic invertebrates. U.S. Fish Wildl. Serv. Resour. Publ. 137. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, DC.
- Kenaga, E.E. 1969. Tordon herbicides: Evaluation of safety to fish and birds. *Down Earth* 25:5-9.
- Mayer, F.L., Jr. et M.R. Ellersieck. 1986. Manual of acute toxicity: Interpretation and data base for 410 chemicals and 66 species of freshwater animals. U.S. Fish Wildl. Serv. Resour. Publ. 160. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, DC.
- Mayes, M.A. et D.C. Dill. 1964. The acute toxicity of picloram, picloram potassium salt, and picloram triisopropanolamine salt to aquatic organisms. *Environ. Toxicol. Chem.* 3:263-259.
- Mayes, M.A., D.L. Hopkins et D.C. Dill. 1987. Toxicity of picloram (4-amino-3,5,6-trichloropicolinic acid) to life stages of the rainbow trout. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 38:653-660.
- Meikle, R.W., E.A. Williams et C.T. Redemann. 1966. Metabolism of Tordon herbicide (4-amino-3,5,6-trichloropicolinic acid) in cotton and decomposition in soil. *J. Agric. Food Chem.* 14:384-387.
- Merkle, M.G., R.W. Bovey et F.S. Davis. 1967. Factors affecting the persistence of picloram in soil. *Agron. J.* 59:413-415.
- Mosier, A.R. et W.D. Guenzi. 1973. Picloram photolytic decomposition. *J. Agric. Food Chem.* 21:835-837.
- Mullison, W.R. 1985. A toxicological and environmental review of picloram. *Proc. West. Soc. Weed Sci.* 38:21-92.
- Norris, L.A. et D.G. Moore. 1970. The entry and fate of forest chemicals in streams. Presented at the Symposium on Forest Land Uses and Stream Environment, October 19-21, 1970. Oregon State University, School of Forestry and Department of Fisheries and Wildlife, Corvallis, OR. (Cité dans Mullison 1985.)
- Thomas, V.M., Jr., L.J. Buckley, J.D. Sullivan, Jr. et M. Ikawa. 1973. Effect of herbicides on the growth of chlorella and bacillus using the paper disc method. *Weed Sci.* 21(5):449-451.
- Turbak, S.C., S.B. Olson et G.A. McFeters. 1985. Comparison of algal assay systems for detecting waterborne herbicides and metals. *Water Res.* 20(1):91-96.
- . 1986. Comparison of algal systems for detecting waterborne herbicides and metals. *Water Res.* 20(1):91-96.
- Varfalvy, L. et C. Seguin. 1987. Persistence, movement and dissipation of herbicides in electrical rights-of-way of Hydro-Quebec. Présenté au Fourth Symposium on Environmental Concerns in Rights-of-Way Management, October 25-28, 1987. Indianapolis, IN.
- Waite, D., H. Sommerstad, R. Grover, L. Kerr, A. Smith et L. Milward. 1985. Persistence and movement of picloram in a northern Saskatchewan watershed. (Rapport final.) 86187-CP(EPS)4, Service de la protection de l'environnement, Région de l'Ouest et du Nord, Regina, SK.
- Weidner, C.W. 1974. Degradation in ground water and mobility of herbicides. PB 239242. Rapport préparé pour l'Office of Water Research and Technology, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Wilson, D.M. et M.T.K. Wan. 1975. Effectiveness of stream buffer zones during aerial applications of chlorophenoxy and picloram herbicides. Report No. EPS 5-PR-753. Service de la protection de l'environnement, Pollution Abatement Branch, Pacific Region, Vancouver.
- Woodward, D.F. 1979. Assessing the hazard of picloram to cutthroat trout. *J. Range Manage.* 32(3):230-232.
- Youngson, C.R., C.A.I. Goring, R.W. Meikle, H.H. Scott et J.D. Griffith. 1967. Factors influencing the decomposition of Tordon herbicide in soils. *Down Earth* 23:3-8, 10-11.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique — piclorame*, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Winnipeg, le Conseil.

Pour les questions de nature scientifique, veuillez
contacter :

Environnement Canada
Division des recommandations et des normes
351, boul. St-Joseph
Hull (Québec) K1A 0H3
Téléphone : (819) 953-1550
Télécopieur : (819) 953-0461
Courrier électronique : ceqg-rcqe@ec.gc.ca
Adresse Internet : <http://www.ec.gc.ca>

Pour obtenir d'autres exemplaires de ce document, veuillez
contacter :

Documents du CCME
a/s de Publications officielles du Manitoba
200, rue Vaughan
Winnipeg (Manitoba) R3C 1T5
Téléphone : (204) 945-4664
Télécopieur : (204) 945-7172
Courrier électronique : spccme@chc.gov.mb.ca

© Conseil canadien des ministres de l'environnement 1999
Extrait de la publication n° 1300; ISBN 1-896997-36-8

Also available in English.